précipitations acides

NIVEAU D'ACIDITÉ DE 54 LACS DE LA RÉGION DE CHARLEVOIX, ZEC DES MARTRES, QUÉBEC
PA-18

Québec

87-00654/

NIVEAU D'ACIDITÉ DE 54 LACS DE LA RÉGION DE CHARLEVOIX, ZEC DES MARTRES, QUÉBEC

PA-18

DIRECTION DES RELEVÉS AQUATIQUES

NIVEAU D'ACIDITÉ DE 54 LACS DE LA RÉGION DE CHARLEVOIX, ZEC DES MARTRES, QUÉBEC

PA-18

Yvon Richard
Biologiste (M.SC.)

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC

QUÉBEC, DÉCEMBRE, 1985

Dépôt légal - 4e trimestre 1985
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
ISBN 2-550-12615-7

Envirodoq 850537

RÉSUMÉ

La Direction des relevés aquatiques du ministère de l'Environnement du Québec a procédé, au printemps 1983, à un échantillonnage physico-chimique de 54 lacs de la ZEC des Martres, comté de Charlevoix. L'analyse des résultats démontre que plus de 80 pour cent des lacs sont sensibles à extrêmement sensibles à l'acidification. Les lacs acides (pH $\leq$ 5,5) qui représentent 15 pour cent des lacs échantillonnés sont en grande partie situés au nord du lac des Martres. Dans ce secteur, le pH des lacs varie entre 4,6 et 5,5 unités et la capacité des eaux à neutraliser la charge acide est à peu près nulle. D'après certains modèles empiriques, c'est également dans ce secteur que les lacs auraient subi, dans le passé, la plus forte acidification. De plus, dans ces lacs, les concentrations en aluminium filtré peuvent atteindre des valeurs aussi élevées que 500 µg/l ce qui représente une menace pour les composantes biologiques de ces écosystèmes aquatiques.

Mots clés: Charlevoix, ZEC des Martres, acidité, acidification, physico-chimie, sensibilité, précipitations acides, aluminium, acides humiques.

Richard, Y., 1985. Niveau d'acidité de 54 lacs de la région de Charlevoix, Zec des Martres, Québec. Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, Publication no PA-18, Envirodoq. No 850537, 96 pages, 2 annexes.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....III
TABLE DES MATIÈRES.....V
LISTE DES TABLEAUX.....VII
LISTE DES FIGURES.....VIII
LISTE DES ANNEXES.....XI

I INTRODUCTION.....1

II DESCRIPTION DE L'AIRE D'ÉTUDE.....7

2.1 Situation géographique.....7
2.2 Climatologie.....7
2.3 Géologie.....7
2.4 Couverture végétale.....10

III MÉTHODOLOGIE.....13

3.1 Critère de choix des lacs.....13
3.2 Méthodes d'échantillonnage.....14

IV VALIDATION DES DONNÉES.....19

4.1 Validation graphique.....19
4.2 Validation physico-chimique.....19

TABLE DES MATIÈRES (SUITE)

V CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES LACS.....23

5.1 pH.....23
5.2 Sulfates.....28
5.3 Alcalinité.....29
5.4 Conductivité.....31
5.5 Somme des concentrations de calcium et de magnésium.....34
5.6 Indice de saturation calcique.....37
5.7 Relation pH - Aluminium - Manganèse.....40
5.8 Tanins + lignines, couleurs, carbone organique total.....47

VI CLASSIFICATION DES LACS EN FONCTION DE LEUR DEGRÉ D'ACIDITÉ ET DE VULNÉRABILITÉ À L'ACIDIFICATION.....53

6.1 Ordination des lacs en espace réduit - analyse des composantes principales.....54

6.2 Analyse de groupement.....56

VII NIVEAU D'ACIDIFICATION DES LACS.....63

7.1 Niveau d'acidification selon le modèle de Henriksen.....63
7.2 Niveau d'acidification selon le modèle de Kramer et Tessier.....66
7.3 Prédiction de l'acidification des lacs selon le modèle de Thompson et Bennett.....68

CONCLUSION GÉNÉRALE.....71

BIBLIOGRAPHIE.....73

LISTE DES TABLEAUX

I.1 Distribution des fréquences relatives des valeurs de pH, de conductivité et de sulfates pour les lacs du Québec.....3

III.1 Liste des paramètres physico-chimiques et méthodes d'analyses.....17

V.1 Caractéristiques physico-chimiques des lacs de la ZEC des Martres.....24

VI.1 Valeurs moyennes et médianes des principaux paramètres physico-chimiques de chaque groupe de lacs obtenues après analyse par classification ascendante hiérarchique.....59

LISTE DES FIGURES

II.1 Localisation de la ZEC des Martres - Province de Québec.....8

II.2 Territoire échantillonné dans la ZEC des Martres....9

II.3 Nature géologique du territoire à l'étude.....11

III.1 Localisation des lacs échantillonnés dans la ZEC des Martres.....15

IV.1 Relation entre l'écart ionique et l'écart de conductivité pour les lacs de la ZEC des Martres...21

V.1 Distribution des fréquences absolues des valeurs de pH et de sulfates.....25

V.2 Distribution spatiale des valeurs de pH.....26

V.3 Distribution spatiale des teneurs en sulfates.....30

V.4 Distribution des fréquences absolues des valeurs d'alcalinité et de conductivité.....32

V.5 Distribution spatiale des valeurs d'alcalinité.....33

V.6 Distribution spatiale des valeurs de conductivité..35

V.7 Distribution des fréquences absolues des concentrations en calcium et en magnésium ainsi que leur sommation.....36

V.8 Relation entre les valeurs d'alcalinité et les concentrations en calcium + magnésium.....38

LISTE DES FIGURES (SUITE)

V.9 Distribution spatiale des teneurs en calcium + magnésium.....39

V.10 Distribution spatiale de l'indice de saturation calcique.....41

V.11 Relations entre les concentrations en aluminium filtré et en manganèse en fonction du pH.....43

V.12 Distribution des fréquences absolues des concentrations en aluminium filtré et en manganèse.....44

V.13 Distribution spatiale des concentrations en aluminium filtré.....45

V.14 Relation entre les concentrations en aluminium filtré et les concentrations en tanins + lignines, en carbone organique total et la couleur de l'eau.....47

V.15 Relation entre les concentrations en manganèse total et les concentrations en tanins + lignines en carbone organique total et la couleur de l'eau.....48

V.16 Distribution spatiale des teneurs en carbone organique total.....50

V.17 Distribution spatiale des teneurs en tanins + lignines.....51

LISTE DES FIGURES (SUITE)

V.18 Distribution spatiale de la couleur de l'eau.....52

VI.1 Représentation des principaux descripteurs physico-chimiques, projection des objets dans l'espace des deux premières composantes principales et groupement des objets selon leur niveau de similarité.....55

VI.2 Dendrogramme schématisé du groupement obtenu par classification ascendante hiérarchique.....58

VI.3 Distribution spatiale des groupes de lacs obtenus par l'analyse des composantes principales et de groupement.....61

VII.1 Relations entre le pH et les concentrations de calcium, en fonction de la courbe empirique de Henriksen.....65

VII.2 Niveau d'acidification des lacs en fonction du modèle de Kramer et Tessier.....67

VIII.3 Application du modèle de Thompson et Bennett sur les trois groupes de lacs obtenus par classification ascendante hiérarchique.....70

LISTE DES ANNEXES

1. Localisation des 54 lacs échantillonnés dans la ZEC des Martres.....

2. Liste des données physico-chimiques des lacs de la ZEC des Martres.....

CHAPITRE I

INTRODUCTION

Depuis le début du siècle, une plus grande émission des polluants atmosphériques d'origine anthropique, notamment l'anhydride sulfureux et les oxydes d'azote, a provoqué une augmentation des précipitations acides dans plusieurs pays industrialisés. En Amérique du Nord, la région de la Nouvelle-Angleterre (les monts Adirondacks), le sud du bouclier canadien (les monts La cloche en Ontario) et la Nouvelle-Écosse sont parmi les régions les plus touchées par les apports acides (Évaluation des impacts, Groupe de travail 1, 1983).

Par sa situation géographique, le Québec est largement tributaire de retombées atmosphériques acides provenant des régions fortement industrialisées, tels le centre-ouest des États-Unis et l'Ontario. Bien qu'une partie des retombées d'anhydride sulfureux proviennent de sources locales, d'après différents modèles de transport atmosphérique, on estime que 40 à 60 pour cent des retombées sont de sources américaines et 10 à 30 pour cent de sources ontariennes (Ministère de l'Environnement, 1984).

À la suite de nombreuses études effectuées au Québec depuis 1981, Talbot et al. (1984) ont pu faire une première évaluation des conséquences de ces rejets sur la qualité des précipitations sur l'ensemble du territoire québécois et de leur impact sur les milieux aquatiques, dont voici les principales conclusions:

- en 1982 - 1983, le pH moyen des précipitations au

Québec a varié entre 4,3 et 4,9 unités (Grimard, 1984). Ces précipitations sont aussi acides que celles du nord-est des États-Unis. On reconnaît que des précipitations inférieures à 5,6 peuvent avoir de graves répercussions sur les écosystèmes terrestres et aquatiques;

- les moyennes annuelles des dépôts humides au Québec ont varié entre 13 et 40 kg/ha/année pour la période 1982-1983 (Grimard, 1984). On considère que des dépôts supérieurs à 20 kg/ha/année sont une menace pour les écosystèmes aquatiques (Évaluation des impacts, Groupe de travail 1, 1983). La partie sud du Québec reçoit des apports excédant cette valeur. Comme cette région fait majoritairement partie du bouclier précambrien, dont l'assise géologique possède un faible pouvoir tampon face aux acides forts (Altshuller et McBean, 1980; Shilts, 1981), elle est considérée comme très sensible à l'acidification;

- ces apports en sulfates semblent avoir une influence sur la physico-chimie des lacs, puisque si on compare les concentrations en sulfates dans les lacs (Bobée et al. 1982; Dupont 1984 a,b) et dans les précipitations (Grimard, 1984), les deux suivent le même patron. Il existe un gradient décroissant du sud-ouest vers le nord-est du Québec;

- les principales variables physico-chimiques, qui caractérisent les lacs situés au sud du 51° parallèle, sont compilées au tableau I.1. On remarque que 48 pour cent de ces lacs ont des concentrations en sulfate supérieures à 100 µéq/l. Comme ces teneurs en sulfates excèdent largement les concentrations naturelles attendues, qui sont estimées entre 30 et 60 µéq/l (Harvey et al. 1981), les apports atmosphériques seraient responsables de cet excédent;

- le niveau d'acidité des lacs est inférieur à 5,5 unités de pH, pour 28,1 pour cent des lacs (Tableau 1.1). Ce

Tableau 1.1: Distribution des fréquences relatives des valeurs de pH, d'alcalinité, de conductivité et de sulfate pour les lacs du Québec (tiré de Talbot et al., 1984).

pH (unité)				
Nombre de lacs échantillonnés	≤ 4,5	≤ 5,0	≤ 5,5	≤ 6,0
1849	1,8 p.100	9,8 p.100	28,1 p. 100	52,5 p. 100

Alcalinité totale (µéq/l)				
Nombre de lacs échantillonnés	≤ 1	≤ 60	≤ 100	≤ 200
594	21,0 p.100	53,5 p.100	67,3 p.100	81,5 p.100

Conductivité (µS/cm)			
Nombre de lacs échantillonnés	≤ 20	≤ 30	> 30
2099	35,8 p.100	66,0 p.100	34,0 p. 100

Sulfates (µéq/l)				
Nombre de lacs échantillonnés	> 60	> 100	> 140	> 200
788	76,4 p.100	48,0 p.100	10,2 p.100	2,0 p.100

N.B. Ces données ont été compilées à partir des études de Bobée et al. (1982, 1983), Langlois et al. (1983, 1984) et Grimard (1981).

taux d'acidité est comparable à certains lacs de la Norvège, des Adirondacks et de l'Ontario reconnus comme sérieusement affectés par les précipitations acides;

- d'après la classification proposée par Thompson et Elder (1979), ainsi que par Altshuller et McBean (1980), la grande majorité des lacs sont extrêmement sensibles à l'acidification. En effet, la conductivité est inférieure à 30 µS/cm pour 66 pour cent des lacs alors que plus de 81 pour cent ont une alcalinité inférieure à 200 µéq/l (Tableau 1.1);

Les principaux effets de l'acidité, observés jusqu'à maintenant sur la faune aquatique, se résument comme suit:

- dans la réserve des Laurentides, les analyses des pêches sportives démontrent qu'il est difficile d'exploiter de façon soutenue les populations d'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) de 44 lacs sur un total de 158 étudiés (Richard, 1982). Comme la majorité de ces lacs (77 pour cent) est classifiée comme acide à modérément acide ($5,2 \leq pH \leq 5,9$), il est probable que le cycle vital de l'espèce soit compromis par l'acidité de ces milieux;

- à la suite de pêches expérimentales dans six lacs de la réserve des Laurentides (Moreau et al., 1984) et dans 14 lacs de la région de Portneuf (Richard, 1985 a), on a pu observer que les densités des populations d'omble de fontaine sont de deux à cinq fois plus faibles en milieu acide ($pH \leq 5,5$) qu'en milieu plus tamponné. Ces faibles densités favorisent souvent la croissance des poissons dans les milieux acides, possiblement à la suite d'une diminution de la compétition intra-spécifique;

- les pourcentages d'occurrence des anomalies au niveau des épithéliums des branchies sont habituellement plus

élevés dans les milieux acides. La précipitation sur les tissus respiratoires des complexes organo-aluminium serait mise en cause (Moreau et al. 1984, Richard, 1985 a). Comparées à des branchies normales, ces malformations tissulaires peuvent limiter la diffusion de l'oxygène au niveau des capillaires sanguins et entraîner la mort par asphyxie;

- la composition minérale des pièces osseuses, particulièrement en ce qui a trait aux teneurs en zinc et en manganèse (Moreau et al. 1984, Richard 1985 a), et les concentrations en mercure dans la chair des poissons (Richard, 1985 a) sont également modifiées dans les milieux acides. La plus grande solubilité de ces métaux en milieu acide favoriserait leur assimilation par les organismes biologiques;

Malgré que plusieurs lacs du Québec soient, par leurs caractéristiques physico-chimiques, considérés comme limitrophes pour la survie des populations piscicoles, il n'a pas été possible de mettre en évidence des cas de disparition de populations à la suite de l'acidification des écosystèmes aquatiques. Devant ces faits, la Direction des relevés aquatiques du ministère de l'Environnement a instauré, à l'hiver 1983, une enquête auprès des gestionnaires de la faune aquatique, afin de découvrir des signes de disparition des populations piscicoles dans d'autres secteurs du Québec (Talbot, 1983). Cette étude a permis d'apprendre que l'omble de fontaine aurait disparu, entre 1960 et 1980, dans trois lacs acides de la ZEC des Martres, comté de Charlevoix (Richard, 1983).

Ayant l'opportunité de faire la preuve que les précipitations acides peuvent être mises en cause pour expliquer ces disparitions, au printemps 1983, la Direction des relevés aquatiques a effectué un échantillonnage physico-chimique de 54 lacs de ce territoire. Le présent rapport traite de

l'analyse et de l'interprétation de ces résultats et a comme objectif d'évaluer le niveau d'acidité et d'acidification des lacs de cette région. Il sera suivi dans les prochains mois de deux autres rapports, l'un traitant de l'impact de l'acidité sur les populations piscicoles et l'autre de la densité, la diversité et la distribution des organismes benthiques de ce territoire.

CHAPITRE II

DESCRIPTION DE L'AIRE D'ÉTUDE

2.1 Situation géographique

La zone d'exploitation contrôlée des Martres (Z.E.C. des Martres) fait partie de la zone d'aménagement et de conservation Charlevoix (Z.E.C. Charlevoix). Située à une altitude moyenne de 600 mètres, avec des sommets à plus de 1000 mètres, elle couvre une superficie de 432 km^2 et est délimitée par les coordonnées 47°41' et 47°53' de latitude nord et 70°19' et 70°47' de longitude ouest (Figure II.1). La ZEC des Martres n'est pas entièrement couverte par la présente étude, seul le territoire présenté à la figure II.2. a été étudié.

2.2 Climatologie

La température moyenne annuelle est de 0,0 °C avec 80 jours sans gel. Les précipitations moyennes annuelles totalisent 1100 mm dont la fraction nivale représente 40 pour cent (Houde, 1978).

2.3 Géologie

Par sa nature géologique, le territoire se caractérise par deux types d'assise rocheuse. À l'ouest, la roche-mère est d'origine plutonique et est principalement constituée de mangerite. La partie est du territoire est surtout formée de roche métasédimentaire tels le paragneiss

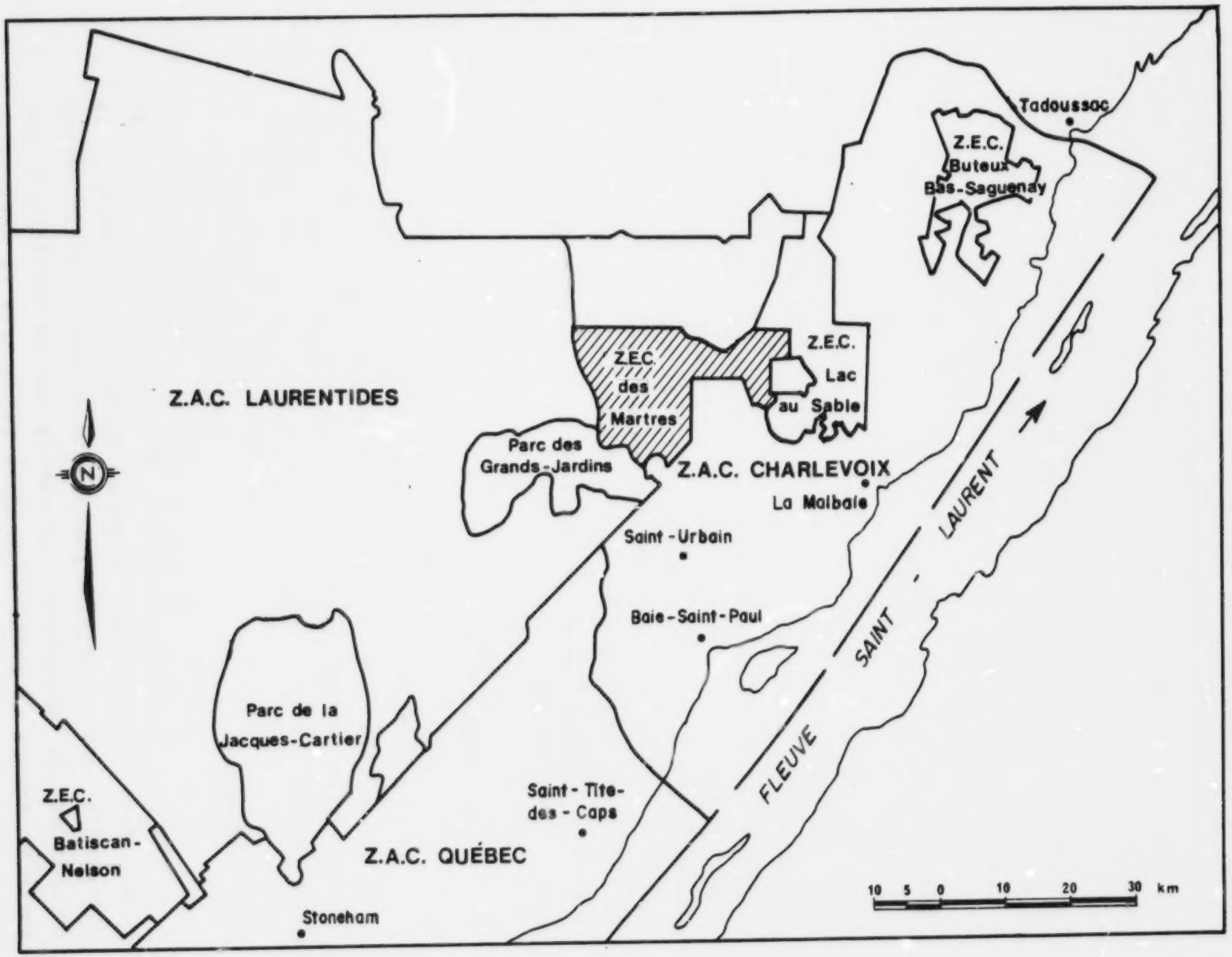


FIGURE II.1 LOCALISATION DE LA ZEC DES MARTRES - PROVINCE DE QUÉBEC

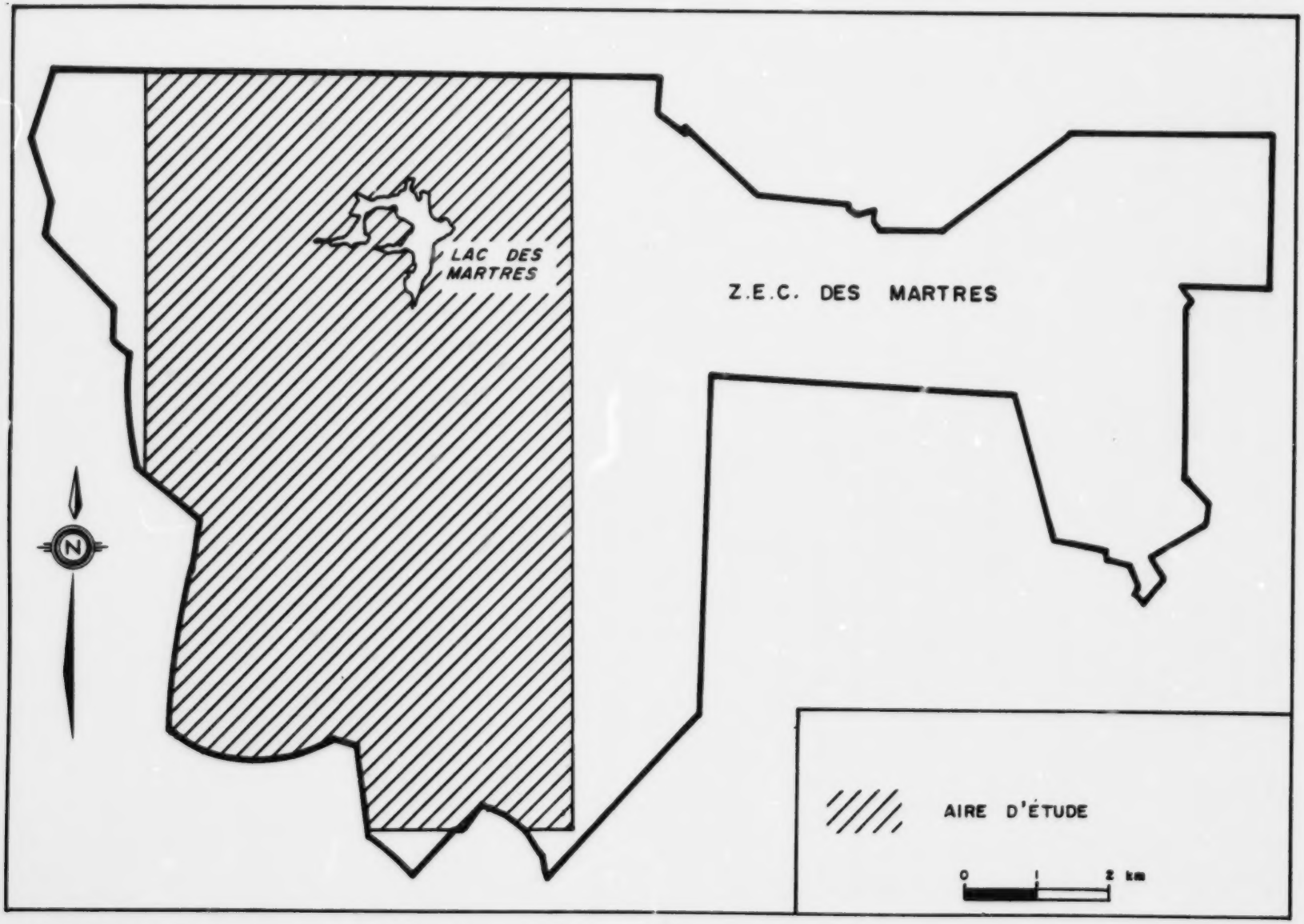


FIGURE II.2 TERRITOIRE ÉCHANTILLONNÉ DANS LA ZEC DES MARTRES

mixte et l'amphibolite (Figure II.3, Laurin et Sharma, 1975). Dans l'ensemble la capacité d'altération de la roche en place est négligeable, ce qui lui confère un faible pouvoir tampon d'où, une sensibilité élevée aux précipitations acides (Shilts, 1981).

2.4 Couverture végétale

Jusqu'en 1979, la ZEC des Martres a été soumise à l'exploitation forestière. Les peuplements en régénération sont donc fréquents. On y rencontre des espèces pionnières tels le bouleau, le tremble et l'aulne. La sapinière, la pessière à sphaigne et la pessière à cladonie caractérisent les peuplements à maturité (Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 1983).

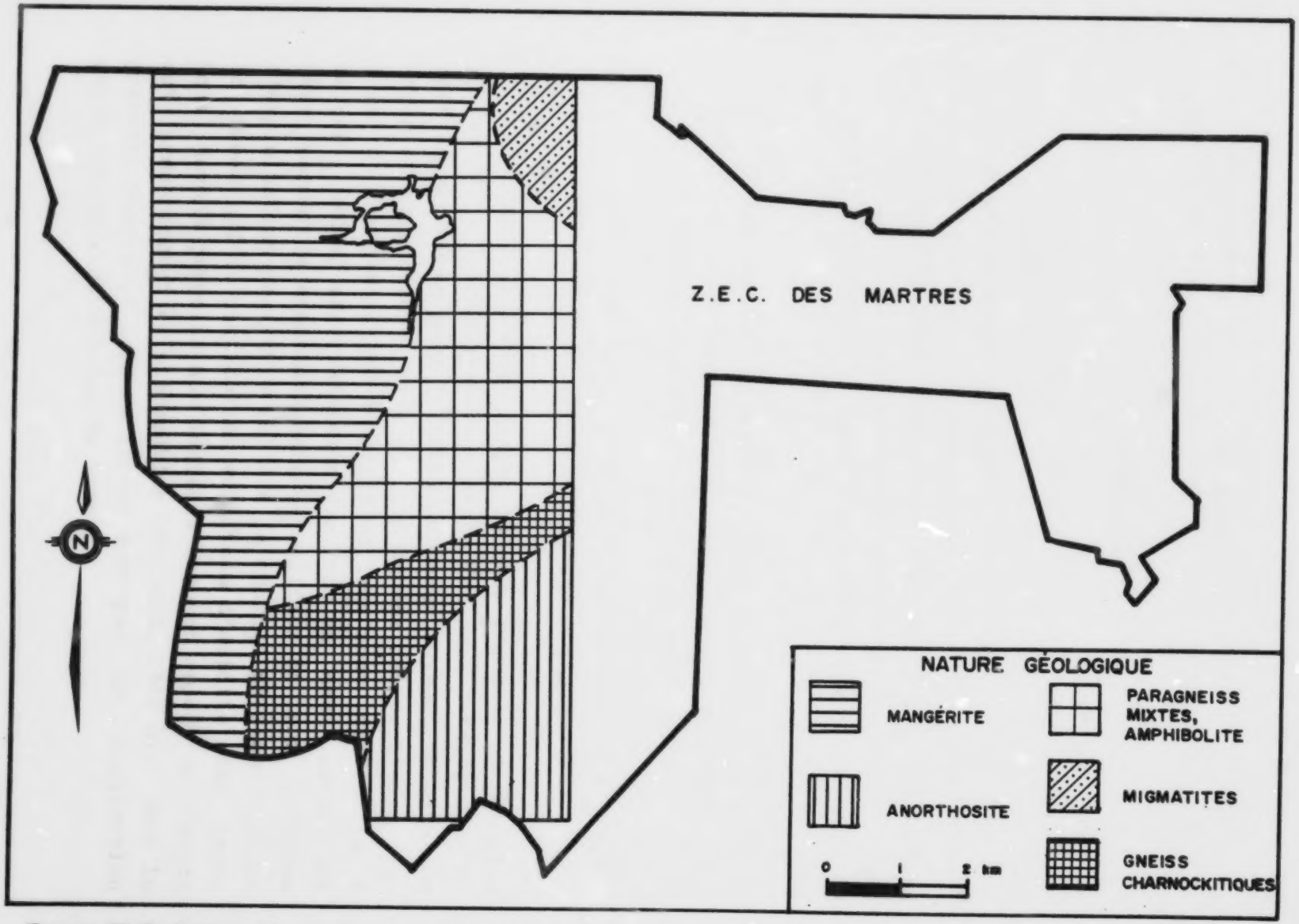


FIGURE II.3 NATURE GÉOLOGIQUE DU TERRITOIRE À L'ÉTUDE

CHAPITRE III

MÉTHODOLOGIE

3.1 Critère de choix des lacs

Le choix des lacs fut arrêté à partir d'une liste d'une centaine de lacs fournie par les gestionnaires de la faune de la ZEC des Martres. Cette liste comprenait deux types de lacs:

- des lacs à "problèmes", c'est-à-dire des lacs où il est difficile sinon impossible d'y maintenir un rendement optimum par la pêche sportive;

- des lacs sans "problème", en ce sens que leurs rendements de pêche sont jugés satisfaisants.

À partir de cette liste, 54 lacs répartis à peu près également à l'intérieur de chacune des deux catégories, furent sélectionnés pour l'échantillonnage physico-chimique en mars et avril 1983. Bien que les causes des problèmes reliés à l'exploitation de certains lacs sont difficiles à cerner, cette stratification des lacs en deux catégories nous permettra éventuellement de vérifier si leur problème d'exploitation peut-être relié à la qualité physico-chimique de l'eau et en particulier au niveau d'acidité des lacs. Nous devons rappeler aux lecteurs que cet aspect de l'étude est présentement en préparation (Richard, 1985 b). Dans le présent rapport, nous ne ferons donc pas de distinction entre ces deux catégories de lacs.

La liste des lacs échantillonnés et leur localisation exacte apparaissent à la figure III.1 et à l'annexe I.

3.2 Méthodes d'échantillonnage

Les 14, 15 et 16 mars 1983, 47 lacs furent échantillonnés. Par la suite, après rencontre avec les gestionnaires de la ZEC des Martres, nous avons décidé d'ajouter sept autres lacs pour lesquels des informations physico-chimiques s'avéraient nécessaires. Ces lacs furent échantillonnés le 24 avril 1983. Comme un des buts de la présente étude est de comparer la qualité physico-chimique des lacs, il était important de s'assurer que ces deux périodes d'échantillonnage n'introduisaient pas un biais dans la comparaison des résultats. Pour vérifier cette hypothèse, cinq lacs déjà échantillonnés en mars, le furent de nouveau le 24 avril (Figure III.1).

Comme les caractéristiques physico-chimiques de ces cinq lacs étaient alors comparables à celles observées au mois de mars, il semble que le temps n'a pas induit une évolution physico-chimique des eaux lacustres. Il paraît donc justifié de ne pas tenir compte de ce facteur dans la comparaison des résultats. Toutefois, afin de conserver le maximum d'information, les résultats des analyses physico-chimiques des cinq lacs échantillonnés à la fois en mars et en avril seront présentés. De plus, comme le lac des Martres et le Petit lac Malfait sont alimentés par plusieurs sous-bassins qui peuvent avoir une influence marquée sur l'évolution spatiale de leurs caractéristiques physico-chimiques, quatre stations d'échantillonnage furent retenues pour le lac des Martres et deux pour le Petit lac Malfait.

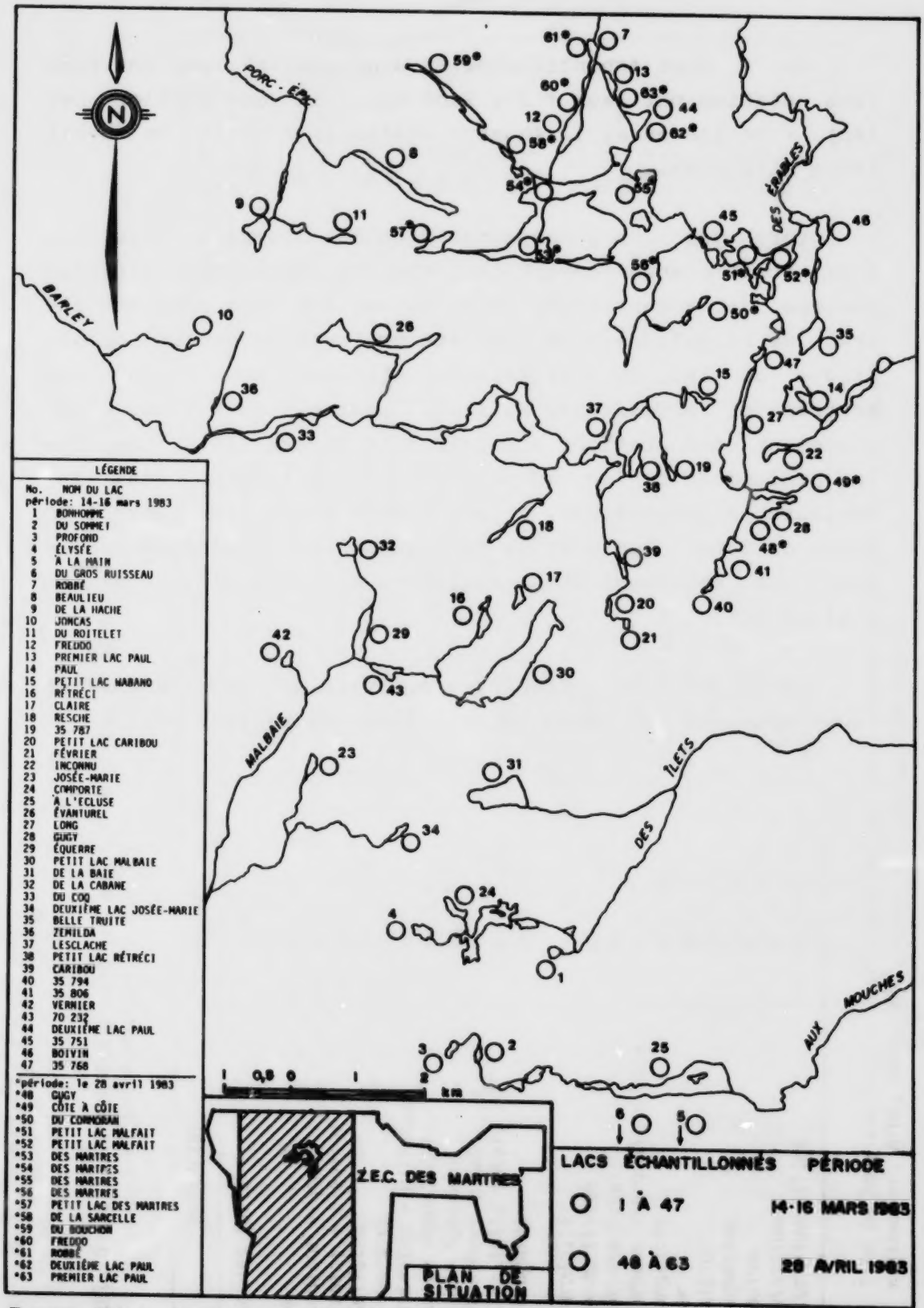


FIGURE III.1 LOCALISATION DES LACS ÉCHANTILLONNÉS DANS LA ZEC DES MARTRES

On a donc échantillonné 63 stations: 47 lacs en mars (une station par lac) + dix lacs en avril (une station par lac) + un lac en avril (quatre stations) + un lac en avril (deux stations).

Lors des deux campagnes d'échantillonnage, tous les lacs étaient sous couvert de glace. À l'aide de bouteilles lestées, des échantillons intégrés sur les cinq premiers mètres de la colonne d'eau ont été prélevés au centre géométrique du lac, ou à différentes stations, pour le lac des Martres et le Petit lac Malfait. Pour ces deux lacs, l'emplacement des stations apparaît à la figure III.1. Lorsque la profondeur du lac, au point d'échantillonnage, était inférieure à cinq mètres, l'intégration avait lieu jusqu'à un mètre du fond. Des profils de température et d'oxygène dissous ont également été enregistrés à l'aide d'un hydrolab digital 4041.

La liste des paramètres analysés au laboratoire et leurs méthodes de dosage apparaissent au tableau III.1.

Tableau III.1: Liste des paramètres physico-chimiques et méthodes d'analyses (Laboratoire du ministère de l'Environnement du Québec).

PARAMÈTRES	UNITÉ	MÉTHODE ANALYTIQUE[1]	LIMITE DE DÉTECTION
Acides forts	µéq/l	Titration conductivimétrique par l'hydroxyde de sodium	2 µéq/l
pH	unité	Électrométrie	0,1 unité
Couleur vraie	Hazen	Dosage colorimétrique automatisé	1 unité Hazen
Tanins + lignines	mg/l tan.	Dosage colorimétrique	0,1 mg/l
Sulfates	mg/l SO_4	Dosage colorimétrique automatisé	0,5 mg/l
Fluorures	mg/l F	Dosage colorimétrique automatisé	0,04 mg/l
Nitrates + nitrites	mg/l N	Dosage colorimétrique	0,02 mg/l
Azote ammoniacal	mg/l N	Dosage colorimétrique automatisé	0,02 mg/l
Azote Kjeldahl	mg/l N	Dosage colorimétrique automatisé	0,02 mg/l
Phosphore total	mg/l P	Dosage colorimétrique automatisé	0,006 mg/l
Alcalinité totale	mg/l $CaCO_3$	Titration GRAN	0,01 mg/l
Chlorures	mg/l Cl	Titration conductivimétrique au nitrate de mercure	0,01 mg/l
Turbidité	U.T.N.	Néphélométrie	0,1 U.T.N.
Conductivité	µS/cm	Électrométrie	0,5 µS/cm
Carbone total	mg/l C	Combustion et infrarouge	0,5 mg/l
Carbone inorganique total	mg/l C	Combustion et infrarouge	0,5 mg/l
Manganèse	mg/l Mn	Absorption atomique	0,01 mg/l
Fer	mg/l Fe	Absorption atomique	0,02 mg/l
Calcium	mg/l Ca	Absorption atomique	0,1 mg/l
Magnésium	mg/l Mg	Absorption atomique	0,1 mg/l
Sodium	mg/l Na	Absorption atomique	0,1 mg/l
Potassium	mg/l K	Absorption atomique	0,02 mg/l
Aluminium filtré	mg/l Al	Absorption atomique	0,02 mg/l

1. Tiré de American Public Health Association 1981. Standard methods for the examination of water and wastewater, APHA, AWWA, WPCF, 15th. ed., Wash., 1134 pages.

CHAPITRE IV

VALIDATION DES DONNÉES

Après s'être assuré qu'il n'y eut pas d'erreurs de transcription, les données ont été validées par une méthode graphique et par une méthode physico-chimique. Les erreurs d'échantillonnage et d'analyse en laboratoire ont pu être ainsi détectées.

4.1 Validation graphique

L'utilisation de relations graphiques entre les valeurs de chaque variable et les numéros de lacs correspondants permettent de détecter les valeurs aberrantes, lesquelles se détachent nettement du nuage de points. Pour les lacs échantillonnés, un tel comportement n'a pas été observé. Advenant le cas contraire, les valeurs aberrantes auraient dû être corrigées ou éliminées après une vérification préalable.

4.2 Validation physico-chimique

La validation physico-chimique s'effectue en compilant l'écart entre la somme des cations et la somme des anions et l'écart entre la conductivité mesurée au laboratoire et la conductivité théorique, estimée en additionnant les conductivités propres à chacun des ions. Ces écarts sont évalués à l'aide des relations mathématiques suivantes (Bobée et al. 1977 a,b):

$$\text{écart ionique (pourcentage)} = 2\left[\frac{\text{cations} - \text{anions}}{\text{cations} - \text{anions}}\right] \times 100$$

$$\text{écart de conductivité (pourcentage)} = \left[\frac{\text{conductivité théorique} - \text{conductivité mesurée}}{\text{conductivité mesurée}}\right] \times 100$$

En représentant graphiquement l'écart ionique et l'écart de conductivité, pour chacun des lacs, les charges positives ou négatives qui sont sous ou surévaluées peuvent être diagnostiquées (Figure IV.1). Lorsque les écarts sont supérieurs à 25 pour cent, il faut tenter de déterminer les causes du déficit ionique.

À l'exception du lac 54, dont l'écart ionique est de 29 pour cent, les autres lacs ont des écarts acceptables (Figure IV.1). La sous-estimation des anions du lac 54 pourrait dénoter l'influence d'acides faibles liés à la silice activée. L'estimation des concentrations en acides faibles est basée sur l'équation empirique de Web (1982) qui tient compte des teneurs en carbone organique total, en aluminium, en azote ammoniacal et en silice activée. Or, comme la silice activée n'a pas été analysée, l'absence de donnée pour ce paramètre, a pu induire, pour le lac 54, une sous-estimation des anions. Il faut également mentionner que l'écart ionique relatif tend à s'accroître grandement dans un lac peu minéralisé où la somme des cations ou des anions est très peu élevée. En fait, l'écart absolu peut être du même ordre que celui observé pour un lac plus minéralisé, mais l'erreur relative sera beaucoup plus grande (Bobée et al. 1982). Ceci paraît vraisemblable d'autant plus que la conductivité est particulièrement faible (12 µS/cm) au lac 54 (Annexe I).

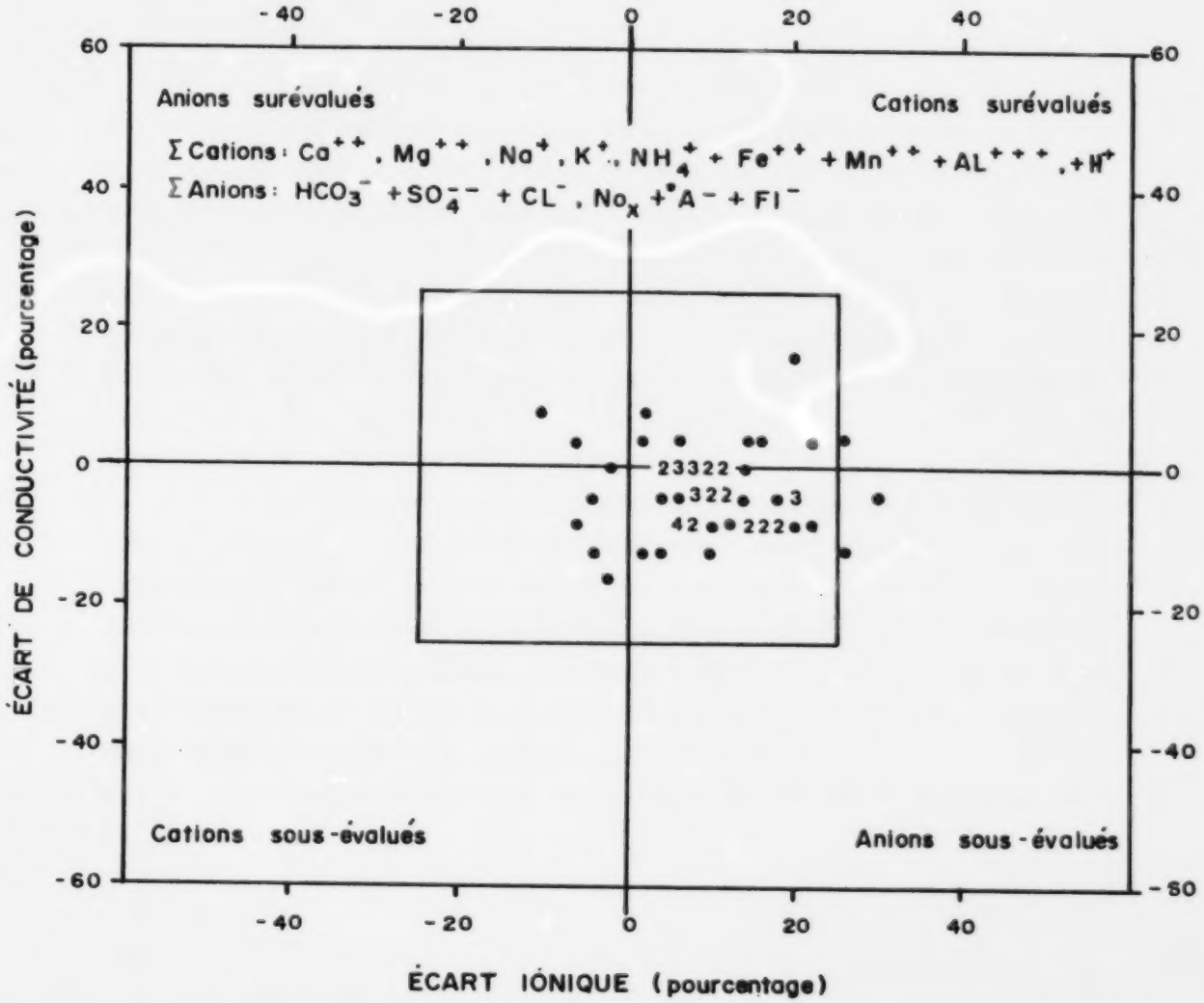


FIGURE IV.1 RELATION ENTRE L'ÉCART IONIQUE ET L'ÉCART DE CONDUCTIVITÉ POUR LES LACS DE LA ZEC DES MARTRES.

(*A^- : ANIONS PROVENANT DE LA DISSOCIATION DES ACIDES FAIBLES $H^+ + A^-$)

CHAPITRE V

CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES LACS

L'étude des caractéristiques physico-chimiques des lacs de la ZEC des Martres portera essentiellement sur les variables associées à leur niveau d'acidité et les variables intégratrices de leur sensibilité à l'acidification soit le pH, l'alcalinité, la conductivité, la somme des ions calcium et magnésium et l'indice de saturation calcique. L'importance des dépôts acides, d'origine atmosphérique, pourra être évaluée par l'analyse de la distribution des concentrations en sulfates.

Nous considérerons également les relations entre le niveau d'acidité des lacs et leur teneur en aluminium et en manganèse, comme indice de toxicité des milieux aquatiques pour les composantes biologiques. Cependant, comme la toxicité de ces métaux dépend de leur degré de complexation avec les substances humiques, l'étude des corrélations entre la concentration de ces métaux, la couleur de l'eau et les teneurs en carbone organique total et en tanins + lignines sera abordée.

5.1 pH

En période printanière, le pH moyen des 63 stations d'échantillonnage (54 lacs) de la ZEC des Martres est de 5,6 (tableau V.1). On peut constater à la figure V.1 que huit pour cent des stations ont un pH inférieur à 5,0. De fait, seulement trois lacs sur 54 ont un pH inférieur à 5,0. Il s'agit des lacs Robbé, Freddo et Côte à Côte (Figure V.2). Les lacs dont le pH varie entre 5,0 et 5,5 ne sont également

Tableau V.1: Caractéristiques physico-chimiques des lacs de la ZEC des Martres (mars-avril 1983).

PARAMÈTRES	MOYENNE	ÉCART-TYPE	MÉDIANE	MINIMUM	MAXIMUM	N
pH (unité)	5,6	0,6	6,3	4,6	7,0	63
H^+ (µéq/l)	2,4	4,9	0,5	0,1	24,9	63
Alcalinité (µéq/l)	93	78	77	0	332	63
Calcium (µéq/l)	110	51	102	35	259	63
Magnésium (µéq/l)	45	23	42	16	132	63
(Ca) + (Mg) (µéq/l)	155	73	144	51	391	63
Sodium (µéq/l)	34	16	33	13	109	63
Potassium (µéq/l)	6	3	5	1	15	63
Sulfates (µéq/l)	51	13	52	21	83	63
Chlorures (µéq/l)	9	10	7	3	82	63
Fluorures (µéq/l)	1,4	0,6	1,1	1,1	3,7	63
Conductivité (µS/cm)	21,7	8,2	20,8	10,8	56,0	63
Aluminium (µg/l)	99	104	64	10	500	63
Manganèse (µg/l)	18	13	18	5	70	63
Fer (µg/l)	125	117	94	10	590	63
Bicarbonates/ sulfates	2,0	1,9	1,8	0,0	9,6	63
ISC	4,2	1,0	4,0	2,7	6,5	63
Couleur vraie	15	9	13	3	47	63
Tanins + lignines (mg/l)	0,6	0,3	0,5	0,2	1,6	63
Carbone total (mg/l)	7,9	2,2	7,7	3,5	13,5	63
Carbone inorganique total (mg/l)	2,6	1,3	2,3	1,0	7,0	63
Carbone organique total (mg/l)	5,3	2,1	5,0	1,5	12,5	63
Turbidité (U.T.N.)	0,3	0,2	0,3	0,2	1,5	63
Nitrates + nitrites (mg/l)	0,05	0,03	0,05	0,01	0,15	63
Azote ammoniacal (mg/l N)	0,02	0,01	0,02	0,01	0,05	63
Azote Kjeldahl (mg/l N)	0,09	0,04	0,09	0,04	0,20	63
Phosphore total (mg/l P)	0,005	0,003	0,004	0,004	0,020	63

N: nombre de stations, 54 lacs échantillonnés

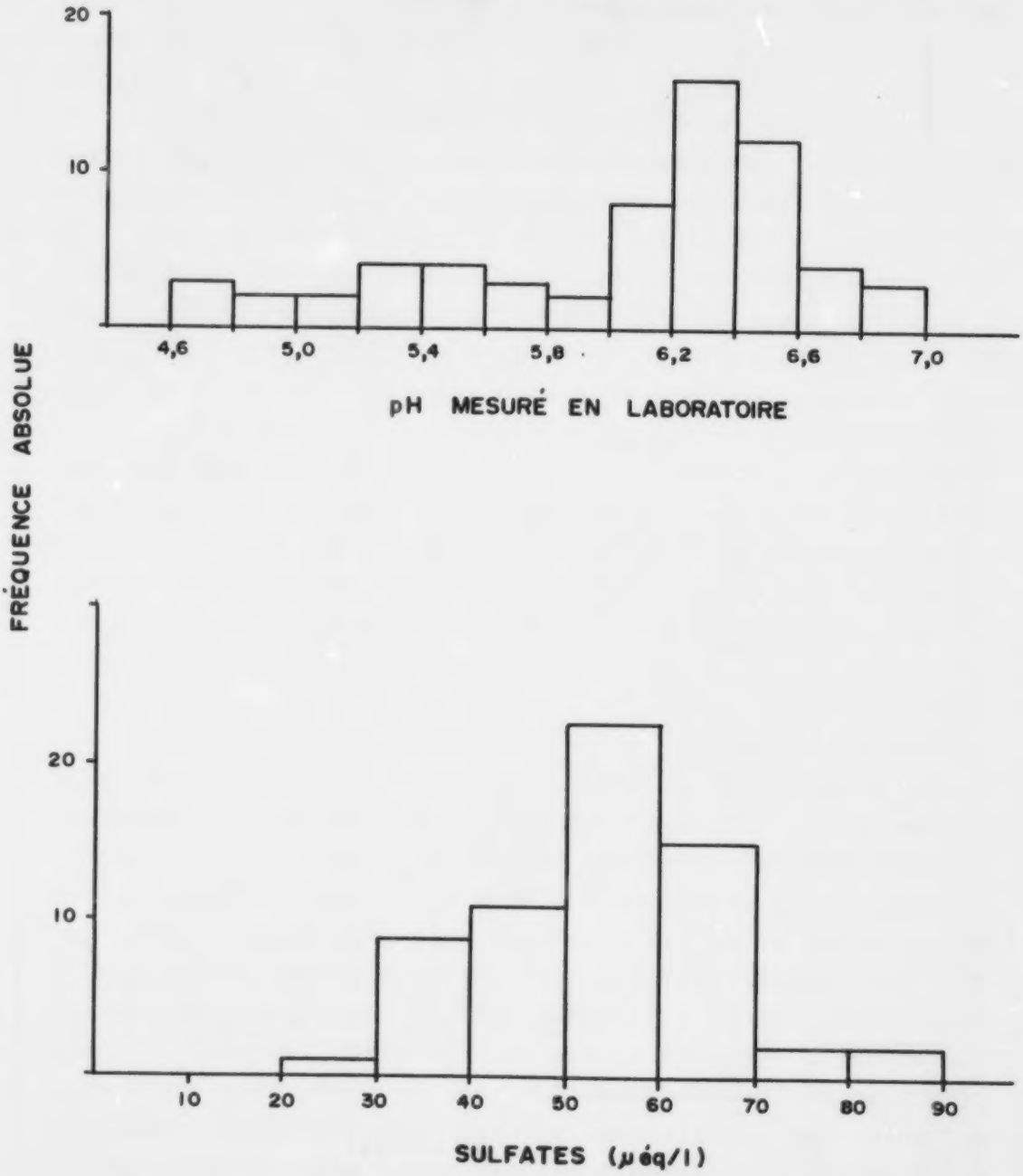


FIGURE V.1 DISTRIBUTION DES FRÉQUENCES ABSOLUES DES VALEURS DE PH ET DE SULFATES

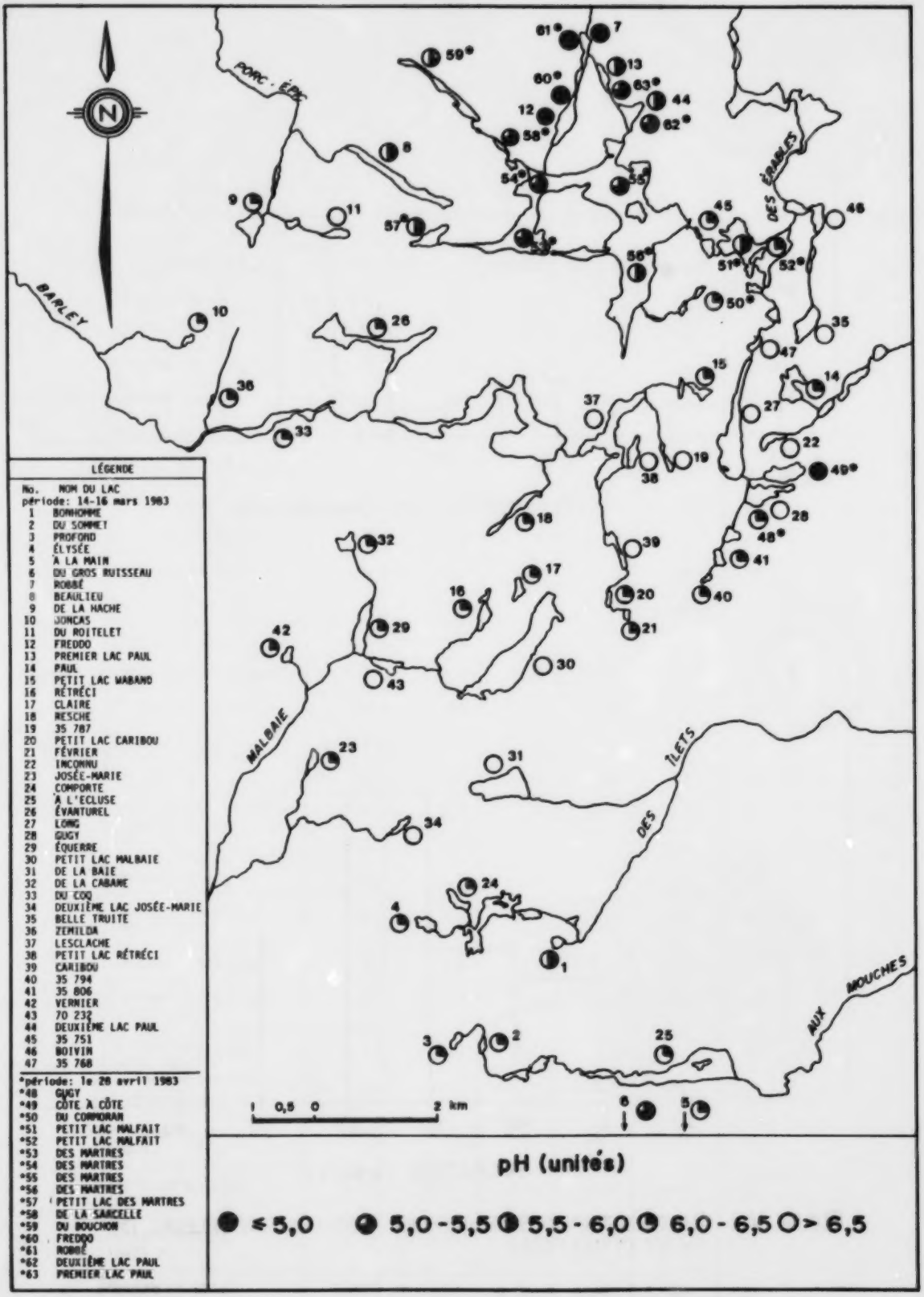


FIGURE V.2 DISTRIBUTION SPATIALE DES VALEURS DE PH

pas très nombreux. On peut identifier cinq lacs, majoritairement situés au nord du territoire, qui appartiennent à cette catégorie: le Premier et le Deuxième lac Paul, de la Sarcelle, des Martres et du Gros Ruisseau.

La faible incidence de lacs à pH inférieur à 5,0 peut être généralisée à l'ensemble des secteurs avoisinants, puisque Richard (1982) a pu identifier seulement quatre lacs sur un total de 145 dont le pH était inférieur à cette valeur dans la réserve des Laurentides. Cette remarque se doit d'être soulignée dans le cadre des études d'impact des précipitations acides puisque c'est principalement à des pH inférieurs à 5,0 que les populations piscicoles sont durement affectées par l'acidité de leur biotope (Haines, 1981). Il faut toutefois souligner que l'interprétation de la distribution des valeurs ponctuelles de pH doit être menée avec réserve. Ce paramètre est soumis à des fluctuations saisonnières importantes (Schofield, 1973; Leivestad et Muniz 1976; Jeffries et al. 1979; Galloway et al., 1980; Richard 1985 a; Dupont 1985).

L'ampleur de ces fluctuations, qui ne peut être quantifiée par un échantillonnage ponctuel, se doit d'être considérée avant de tirer toute conclusion sur l'impact du niveau d'acidité des milieux aquatiques sur leurs composantes biologiques. En effet, comme souligné par Bobée et al. (1982), la concentration des ions hydrogène est la résultante de l'interaction entre plusieurs réactions chimiques tant dans le milieu aquatique que sur le bassin versant. Ces réactions chimiques (dissolution, précipitation, oxydo-réduction, absorption-désorption, photosynthèse, décomposition), également conditionnées par la composition des eaux de pluie, peuvent même entraîner des fluctuations journalières de pH.

5.2 Sulfates

Dans la ZEC des Martres, la concentration moyenne en sulfates des milieux lacustres est de 51 µéq./l (tableau V.1), avec plus de 31 pour cent des stations d'échantillonnage dont les teneurs sont supérieures à 60 µéq./l (figure V.1). À ces stations, les concentrations en sulfates pourraient être d'origine atmosphérique. En effet, Harvey et al. (1981) considèrent que les concentrations naturelles en sulfates, pour les lacs du bouclier, devraient fluctuer aux alentours de 30 µéq./l et ne pas dépasser 60 µéq./l.

Comparativement à d'autres régions, la valeur moyenne des concentrations en sulfates de la ZEC des Martres se rapproche de celles enregistrées par Bobée et al. (1983) et par Richard (1982) dans la réserve des Laurentides (78 et 81 µéq./l respectivement). Par contre, dans la région de Portneuf les concentrations moyennes sont de l'ordre de 95 à 100 µéq./l(Dupont 1984 b, Richard 1985 a), soit le double de celles enregistrées dans la ZEC des Martres. Il semble que l'altitude puisse expliquer ces disparités entre les régions. Dans la région de Portneuf, contrairement aux secteurs mentionnés précédemment, beaucoup de lacs se situent à la base du massif des Laurentides. Le contrefort des Laurentides agirait comme barrière au transport atmosphérique et empêcherait une répartition homogène des dépôts massiques de sulfates. En effet, à mesure que l'altitude augmente, la vapeur d'eau se condense et la pluie se déclenche au contact du relief. Ce phénomène lessive l'atmosphère des polluants transportés. Ainsi, dans la région de Portneuf la charge en sulfates peut devenir particulièrement forte. L'analyse des sulfates à partir du réseau de collecte des précipitations du ministère de l'Environnement du Québec semble confirmer ces faits puisqu'il existe un gradient décroissant entre les dépôts

enregistrés à la station Sainte-Catherine (≅47 kg/ha/année, Portneuf) et ceux enregistrés à la station de la forêt Montmorency (≅28 kg/ha/année; réserve des Laurentides) (Grimard, 1984). De plus, l'évapotranspiration, à basse altitude, pourrait être plus importante. Ce facteur, en plus des apports atmosphériques, pourrait expliquer les plus fortes concentrations en sulfates dans les lacs de la région de Portneuf comparativement à la réserve des Laurentides et à la ZEC des Martres.

Après examen de la figure V.3, on ne peut mettre en évidence un patron particulier de la distribution des teneurs en sulfates dans les lacs de la ZEC des Martres bien que les stations dont les teneurs en sulfates sont supérieures à 60 µéq./l se retrouvent au nord et au sud du territoire. Dans ces secteurs, les valeurs élevées pourraient être liées à l'influence d'apports atmosphériques et à l'altération géologique de la roche-mère, bien qu'on considère que les roches comme le gypse et les roches contenant de la pyrite, qui contribuent à la production de composés de soufre, sont pratiquement absentes à l'échelle du bouclier (Meybeck, 1972; Bobée et al., 1977).

5.3 Alcalinité

Dépendamment de la capacité tampon des bassins versants et des milieux aquatiques, l'apport d'ion H^+ par les précipitations peut être neutralisé. L'alcalinité, principalement constituée par les ions bicarbonates (HCO_3^-) lorsque le pH se situe entre 5,0 et 10,0 unités, constitue une mesure importante de cette capacité tampon. Plusieurs auteurs reconnaissent, de façon générale, qu'un lac ayant une alcalinité inférieure à 200 µéq./l est modérément à extrêmement sensible à l'acidification (O.M.E. 1979; Altshuller et McBean, 1980; Glass et al., 1980).

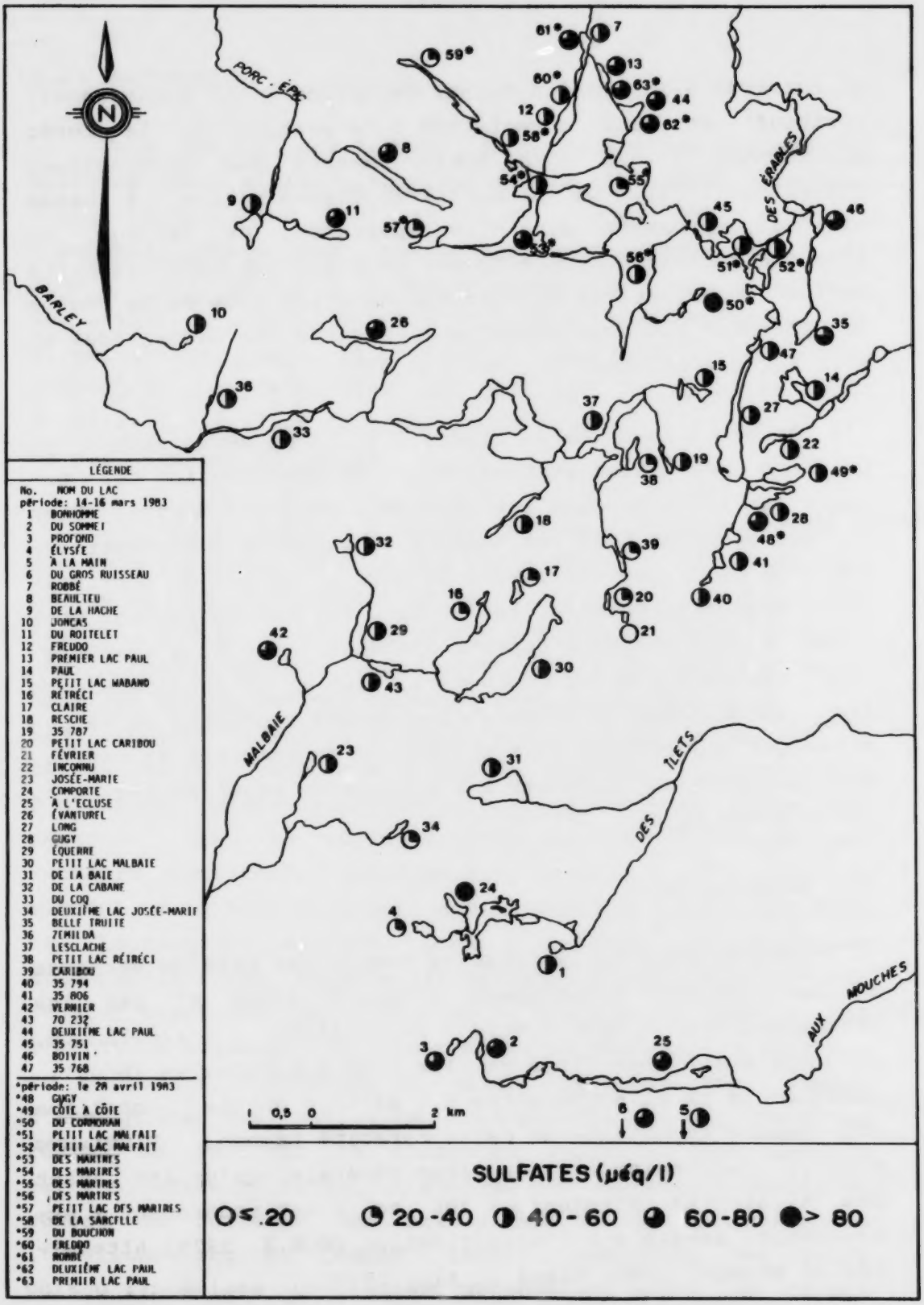


FIGURE V.3 DISTRIBUTION SPATIALE DES TENEURS EN SULFATES

Dans la ZEC des Martres, la valeur moyenne d'alcalinité est de 93 µéq./l (tableau V.1) et plus de 89 pour cent des stations affichent des concentrations inférieures à 200 µéq./l (Figure V.4). Ces résultats, qui démontrent la grande sensibilité des lacs de la région à l'acidification, sont en accord avec de nombreuses études où l'on reconnait que plus de 90 pour cent des lacs du bouclier ont une alcalinité inférieure à ce seuil (Bobée et al. 1982; Richard 1982; Dupont 1984 b; Richard 1985 a).

La distribution spatiale des valeurs d'alcalinité (Figure V.5) est similaire à celle du pH (Figure V.2), les deux variables étant inter-reliées. Les lacs les plus sensibles à l'acidification (alcalinité $\leq$ 50 µéq./l) se retrouvent au nord du territoire et appartiennent majoritairement au bassin versant du lac des Martres. Les lacs Robbé, Freddo et Côte à Côte, déjà identifiés comme très acides, ont même une alcalinité nulle en période printanière.

5.4 Conductivité

L'état de minéralisation des eaux peut être évalué par des mesures de conductivité. Cette variable, qui intègre la concentration ionique et la nature des ions présents, reflète la nature géologique des bassins versants et est donc dépendante de la dynamique de l'altération chimique de la roche en place et des dépôts meubles. À titre d'exemple, une roche granitique peu altérable chimiquement produira une eau peu minéralisée, sensible à l'acidification, à l'inverse d'une roche riche en carbonate.

Ainsi des valeurs de conductivité inférieures à 35 µS/cm sont un indice supplémentaire de milieux extrêmement sensibles à l'acidification (Wright et al., 1976; Thompson et Elder, 1979; O.M.E., 1979).

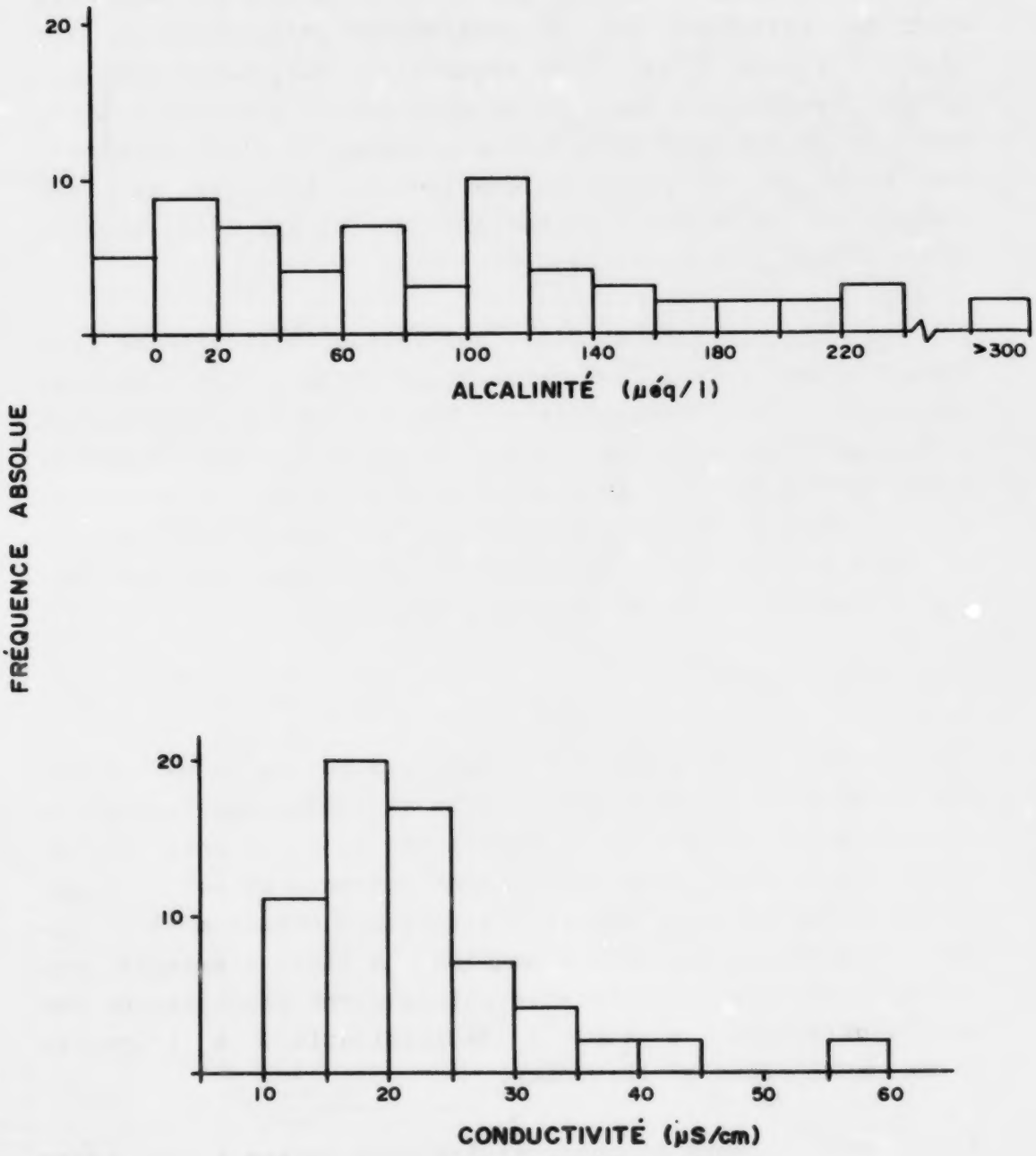


FIGURE V.4 DISTRIBUTION DES FRÉQUENCES ABSOLUES DES VALEURS D'ALCALINITÉ ET DE CONDUCTIVITÉ

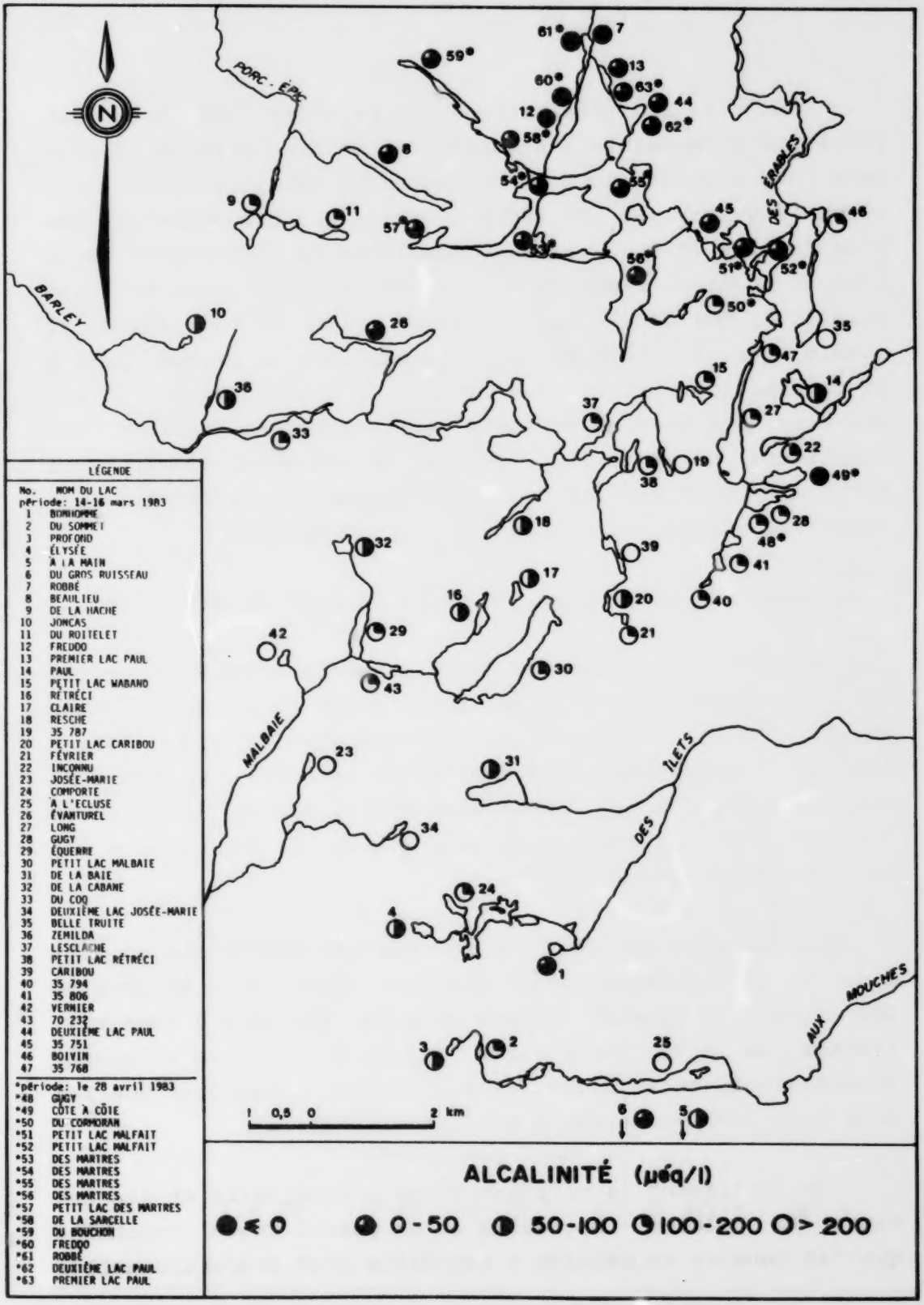


FIGURE V.5 DISTRIBUTION SPATIALE DES VALEURS D'ALCALINITÉ

Dans la ZEC des Martres, la majorité des lacs est extrêmement sensible à l'acidification avec plus de 90 pour cent des stations dont la conductivité est inférieure à 35 µS/cm (figure V.4). De façon générale les conductivités les plus faibles (≤20 µS/cm) sont observées au centre-nord de la région étudiée (figure V.6). Si on fait référence à la figure II.3, qui décrit la nature géologique du territoire, il semble que la nature de la roche explique en grande partie la répartition spatiale des classes de conductivité. La roche-mère des bassins versants des lacs peu minéralisés est constituée de mangérite. Ce type de roche est possiblement moins altérable que les roches du sud-est du territoire (paragneiss, gneiss charnockitiques, anorthosite).

5.5 Somme des concentrations de calcium et de magnésium

D'après les équations décrivant le phénomène à l'altération chimique des minéraux par l'acide carbonique (Bobée et al., 1982), il existe une relation étroite entre l'alcalinité liée aux ions bicarbonates et la somme des ions calcium et magnésium. Cette dernière variable, tout comme l'alcalinité, est donc utile pour évaluer la sensibilité des lacs à l'acidification.

La distribution de fréquence des concentrations en calcium et en magnésium, ainsi que leur somme, sont en deçà de 200 µéq/l pour plus de 78 pour cent des stations d'échantillonnage de la ZEC des Martres (figure V.7). Sous ce seuil, d'après Thompson et Elder (1979), on peut considérer que les lacs sont très vulnérables à l'acidification.

En utilisant la relation entre l'alcalinité et les teneurs en calcium + magnésium et en posant comme hypothèse que les teneurs en calcium + magnésium sont proportionnelles

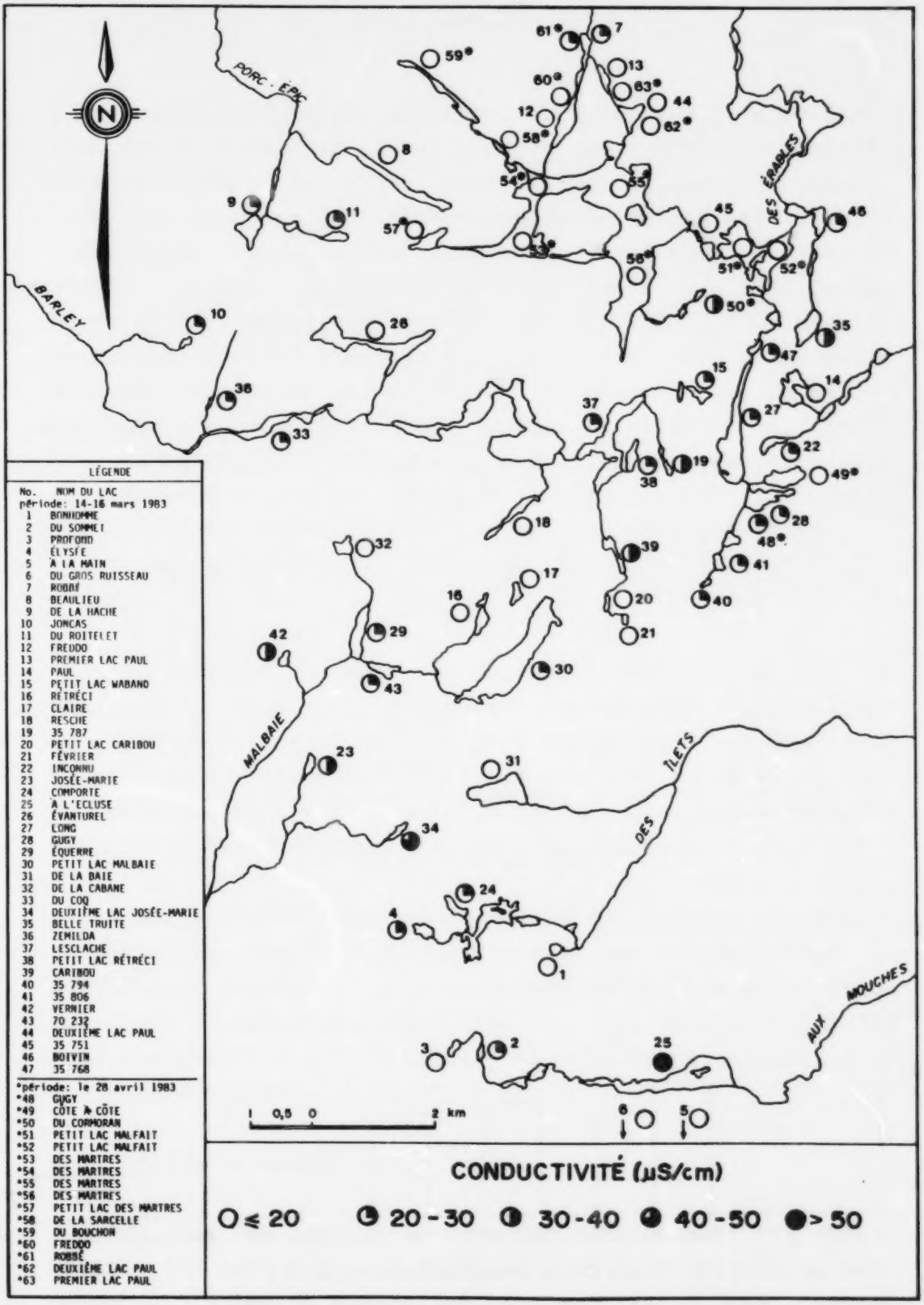


FIGURE V.6 DISTRIBUTION SPATIALE DES VALEURS DE CONDUCTIVITÉ

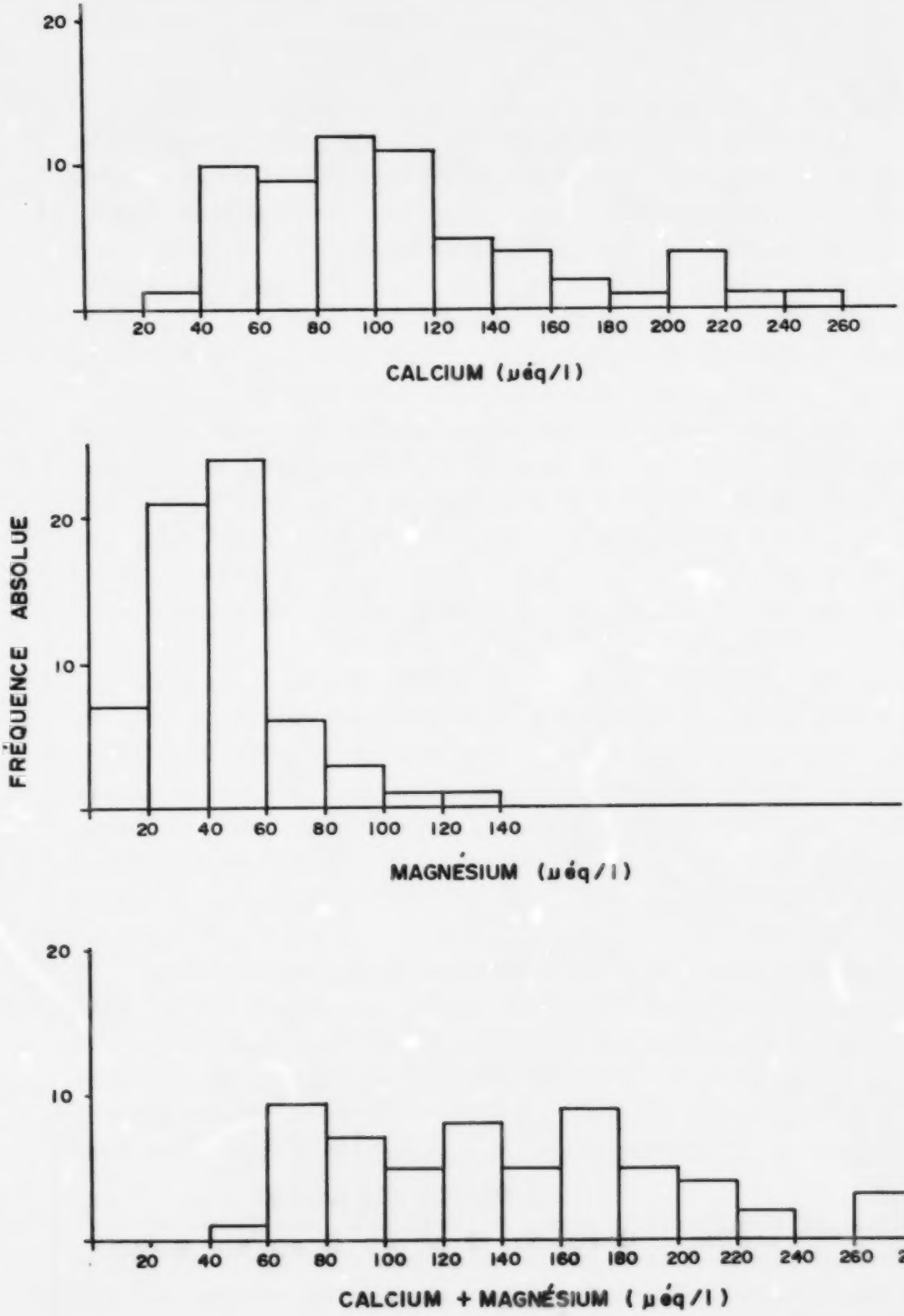


FIGURE V.7 DISTRIBUTION DES FRÉQUENCES ABSOLUES DES CONCENTRATIONS EN CALCIUM ET EN MAGNÉSIUM AINSI QUE LEUR SOMMATION

à l'alcalinité initiale que l'on retrouve avant l'acidification, on peut évaluer si les lacs ont déjà subi une certaine acidification. En effet, pour chaque cation mis en solution, à la suite de l'altération des minéraux par l'acide carbonique, il y a une libération équivalente d'anions HCO_3^-. Ainsi les principaux cations (calcium + magnésium) devraient se retrouver en quantité équivalente aux ions bicarbonates (voir Bobée et al., 1982, pour les principales réactions chimiques qui traduisent ce phénomène). En milieu non soumis aux précipitations acides, la relation se rapproche de la droite d'équivalence entre les teneurs de calcium + magnésium et d'alcalinité, et il y a une déficience d'alcalinité dans les lacs affectés par les précipitations acides (Almer et al., 1978; Dillon et al., 1980; Harvey et al., 1981).

Pour toutes les stations de la ZEC des Martres, les teneurs en calcium + magnésium sont supérieures à l'alcalinité (Figure V.8). Ce déficit peut se traduire par une certaine acidification des lacs due à un acide autre que l'acide carbonique. Par exemple, l'acide sulfurique pourrait contribuer aux processus d'altération chimique.

D'après la distribution spatiale des teneurs en calcium + magnésium (Figure V.9), les lacs situés au nord-ouest du territoire seraient les plus sensibles à l'acidification (calcium + magnésium $\leq$100 µéq./l). Ces lacs sont également caractérisés par de faibles valeurs de pH, d'alcalinité et de conductivité.

5.6 Indice de saturation calcique

En plus des paramètres discutés précédemment, la sensibilité des lacs à l'acidification peut être évaluée en calculant l'indice de saturation calcique (ISC). Cet indice,

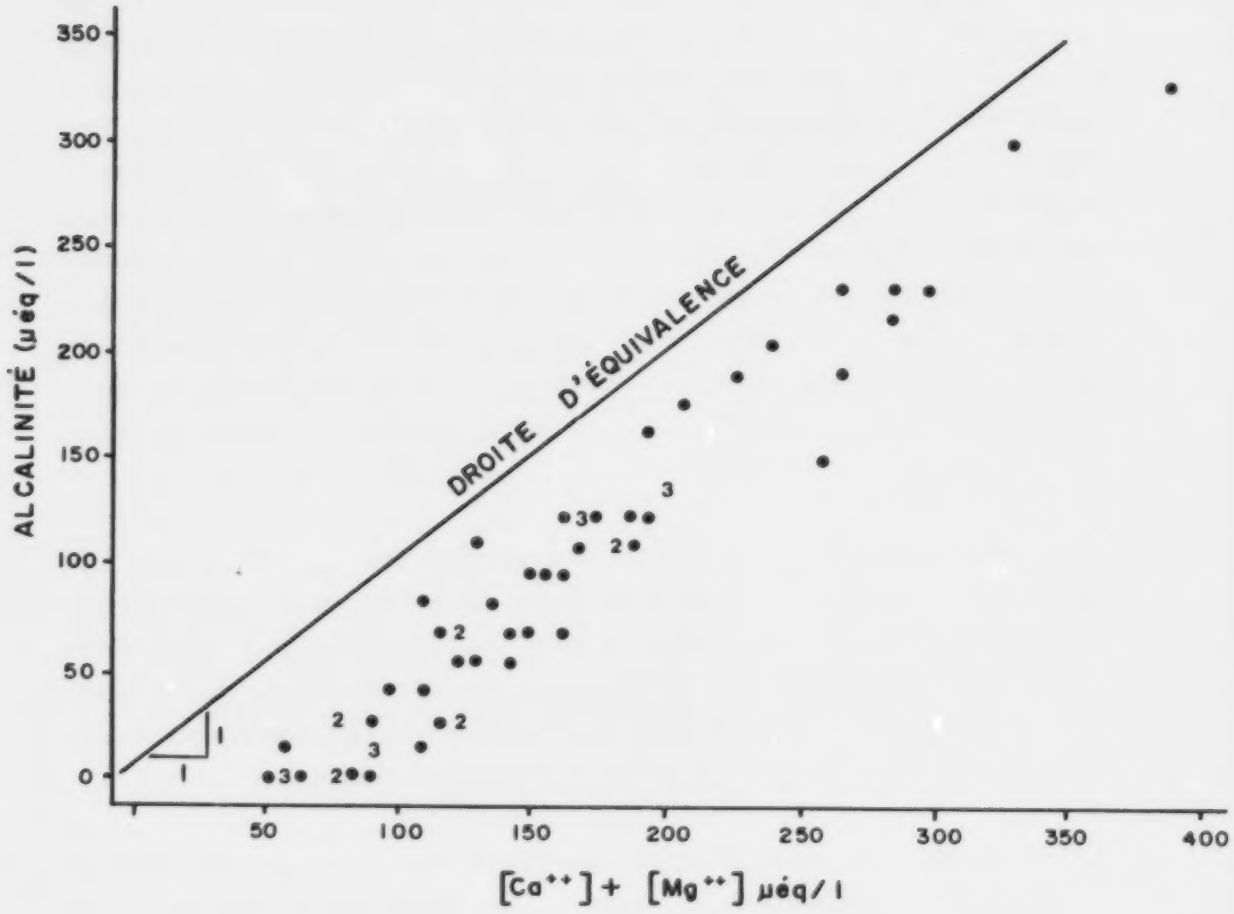
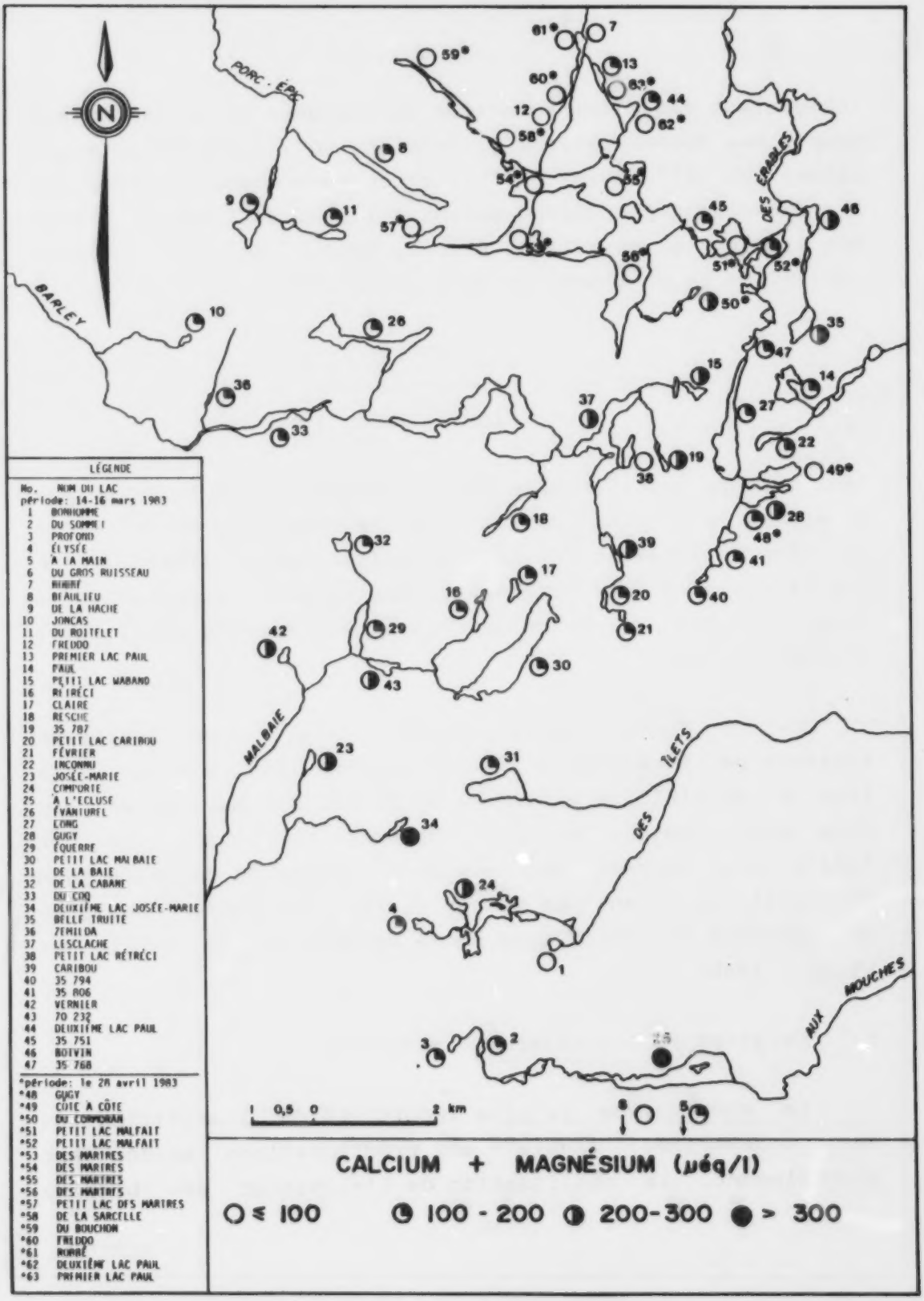


FIGURE V.8 RELATION ENTRE LES VALEURS D'ALCALINITÉ ET LES CONCENTRATIONS EN CALCIUM + MAGNÉSIUM



LÉGENDE

No.	NOM DU LAC
période: 14-16 mars 1983	
1	BONHOMME
2	DU SOMMET
3	PROFOND
4	ÉLYSÉE
5	À LA MAIN
6	DU GROS RUISSEAU
7	RIBERT
8	BEAULIEU
9	DE LA HACHE
10	JONCAS
11	DU ROITELET
12	FREDDO
13	PREMIER LAC PAUL
14	PAUL
15	PETIT LAC WABAND
16	RÉTRÉCI
17	CLAIRE
18	RESCHE
19	35 787
20	PETIT LAC CARIBOU
21	FÉVRIER
22	INCONNU
23	JOSÉE-MARIE
24	COMPORTE
25	À L'ÉCLUSE
26	L'AVANTUREL
27	LONG
28	GUGY
29	ÉQUERRE
30	PETIT LAC MALBAIE
31	DE LA BAIE
32	DE LA CABANE
33	DU COQ
34	DEUXIÈME LAC JOSÉE-MARIE
35	BELLE TRUITE
36	ZEMILDA
37	LESCLACHE
38	PETIT LAC RÉTRÉCI
39	CARIBOU
40	35 794
41	35 806
42	VERNIER
43	70 232
44	DEUXIÈME LAC PAUL
45	35 751
46	BOIVIN
47	35 768
*période: le 28 avril 1983	
*48	GUGY
*49	CÔTE À CÔTE
*50	DU CORMORAN
*51	PETIT LAC MALFAIT
*52	PETIT LAC MALFAIT
*53	DES MARTRES
*54	DES MARTRES
*55	DES MARTRES
*56	DES MARTRES
*57	PETIT LAC DES MARTRES
*58	DE LA SARCELLE
*59	DU BOUCHON
*60	FREDDO
*61	RIBERT
*62	DEUXIÈME LAC PAUL
*63	PREMIER LAC PAUL

FIGURE V.9 DISTRIBUTION SPATIALE DES TENEURS EN CALCIUM + MAGNÉSIUM

intégrateur des éléments acides et basiques du milieu, tient compte des concentrations en ions H^+, HCO_3^- (équivalents par litre) et Ca^{++} (moles par litre) et pose comme prémices que le pouvoir tampon dépend essentiellement de l'apport calcique (Conroy et al., 1974, Kramer, 1981). On peut calculer cet indice en utilisant la formule suivante:

$$I\ S\ C = \log \left[\frac{(H^+)}{(Ca^{+2})\ (HCO_3^-)} \right] + 2$$

Les valeurs inférieures à trois, caractérisent les lacs peu sensibles à l'acidification. Celles comprises entre trois et cinq définissent les lacs potentiellement vulnérables à l'acidification et finalement, les valeurs supérieures à cinq sont une indication de milieux extrêmement sensibles à l'acidification.

D'après cette classification, cinq lacs seulement seraient peu sensibles à l'acidification (Figure V.10). Les lacs à sensibilité extrême sont le lac des Martres et les lacs avoisinants. On doit cependant mentionner que cet indice peut sous-estimer le pouvoir tampon de certains lacs puisqu'il ne tient pas compte du rôle des acides humiques qui peuvent également agir comme système tampon (Schindler et al., 1980).

5.7 Relation pH - aluminium - manganèse

La conséquence la plus importante de l'acidification des écosystèmes soumis aux précipitations acides est probablement la mobilisation de l'aluminium des bassins

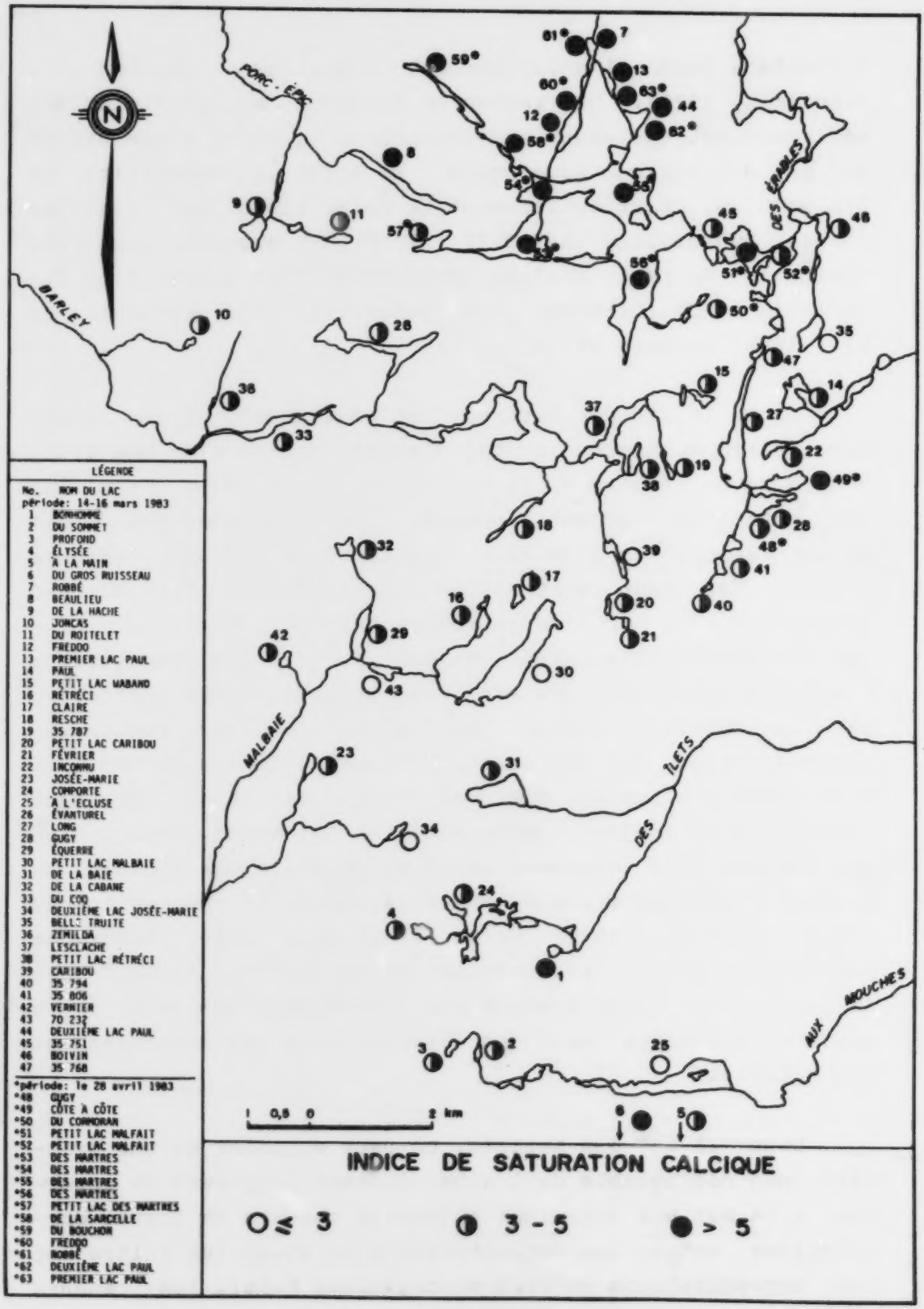
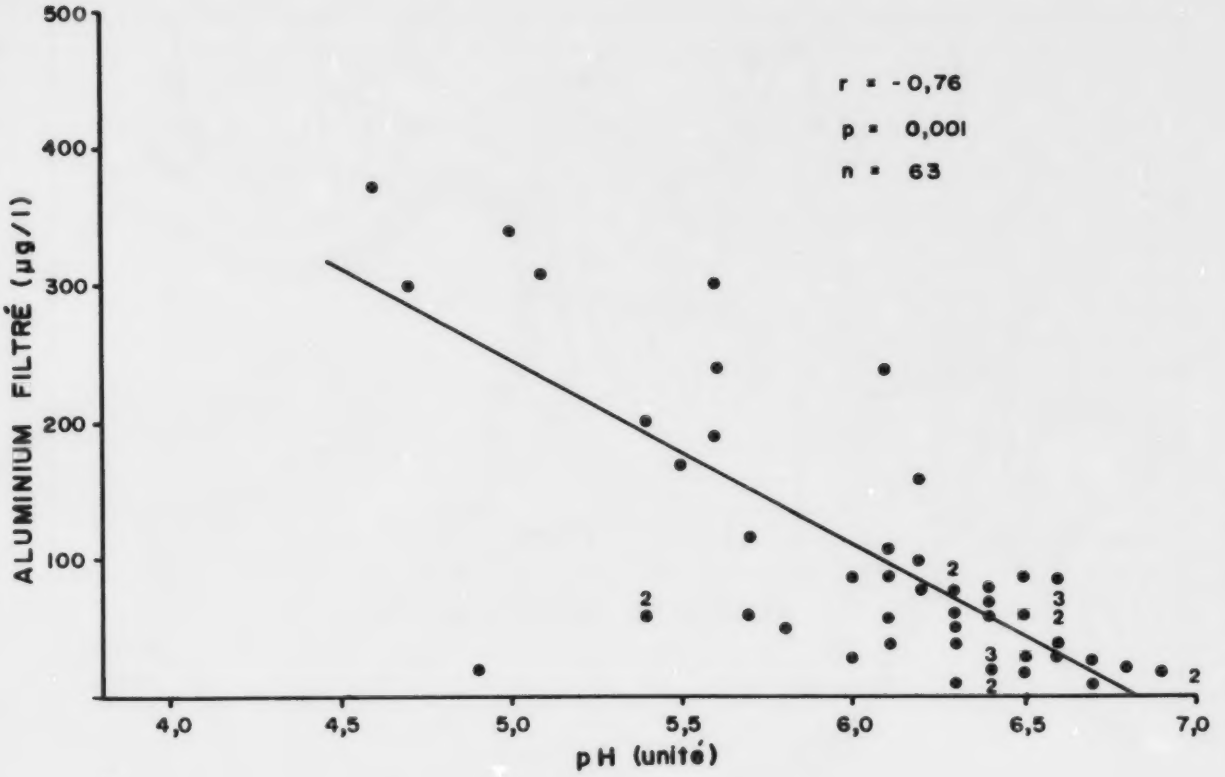


FIGURE V.10 DISTRIBUTION SPATIALE DE L'INDICE DE SATURATION CALCIQUE

versants vers l'environnement aquatique (Cronan et Schofield, 1979). Une remise en solution de l'aluminium des sédiments est également envisageable à la suite d'une baisse de pH des milieux aquatiques. En effet, la solubilité de l'aluminium, particulièrement la forme libre (Al^{+++}) et les formes hydroxylées ($Al(OH)^{++}$, $Al(OH)_2^{+}$), augmente avec une diminution de pH et devient particulièrement élevée à pH inférieur à 5,0 (Dickson, 1975; Schofield, 1976; Driscoll et al., 1980; Hermann et Baron, 1980).

Dans la ZEC des Martres, les concentrations en aluminium filtré augmentent de façon significative avec une diminution de pH (Figure V.11; $r = -0,76$, $p < 0,001$). Parmi les 63 stations échantillonnées, neuf présentent des concentrations en aluminium supérieures à 200 µg/l (Figure V.12). Ces lacs sont situés au nord du lac des Martres (Figure V.13), où l'on rencontre habituellement les plus hauts niveaux d'acidité (Figure V.2). Les populations piscicoles de ces lacs sont susceptibles d'être affectées par les fortes teneurs en aluminium. On reconnait, habituellement, que des concentrations au-dessus de 200 µg/l sont potentiellement toxiques pour la faune aquatique (Schofield et Trojnar, 1980; Muniz et Leivestad, 1981), bien que le seuil de tolérance varie en fonction des espèces de poisson, de leur stade de maturité et de la spéciation du métal (Burrows, 1977; Driscoll et al., 1980; Baker et Schofield, 1980). L'aluminium labile (Al^{+++}, $Al(OH)^{+2}$ et $Al(OH)_2^{+}$) est plus toxique que l'aluminium complexé à la matière organique ou à des éléments tels les fluorures et les sulfates.

Dans la ZEC des Martres, on peut supposer qu'une fraction non négligeable de l'aluminium est complexée ou adsorbée à la matière organique puisqu'on observe de fortes corrélations entres les concentrations en aluminium filtré et les concentrations en carbone organique total, les teneurs



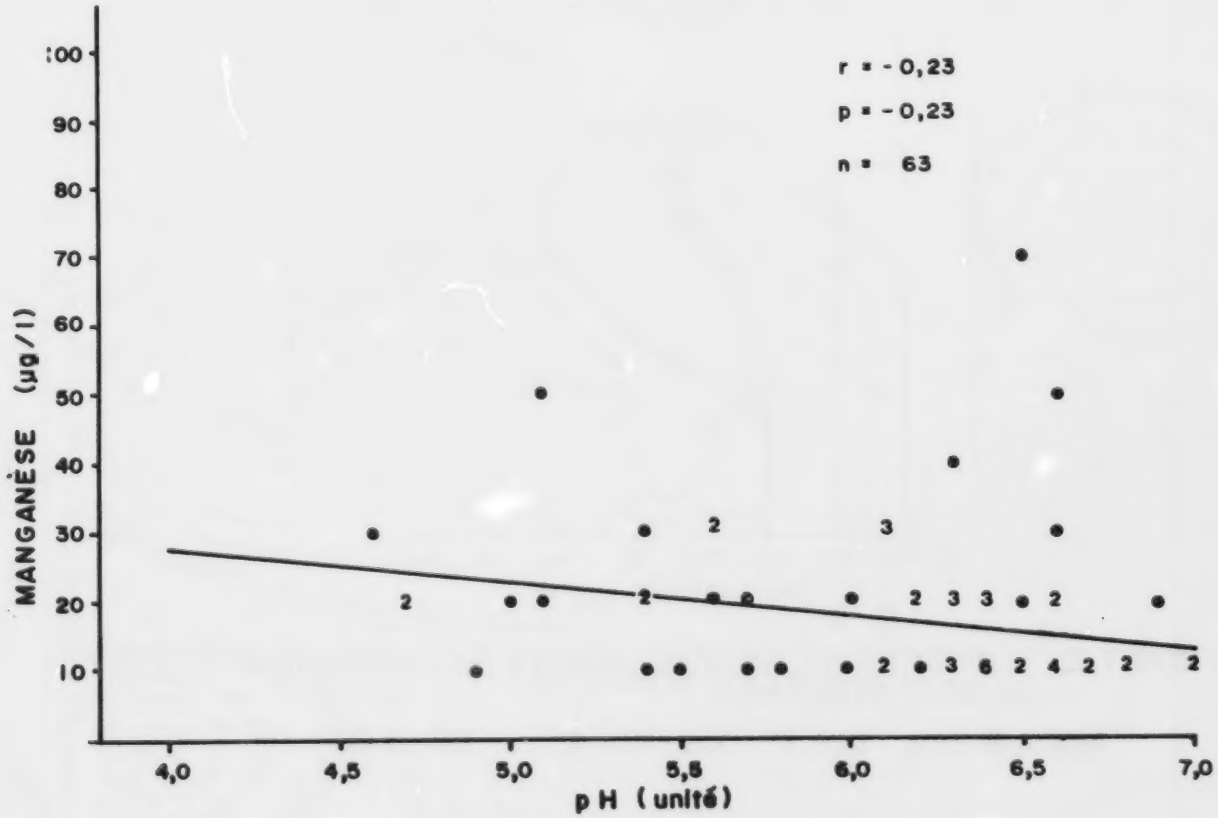


FIGURE V.11 RELATION ENTRE LES CONCENTRATIONS EN ALUMINIUM FILTRÉ ET EN MANGANÈSE EN FONCTION DU PH

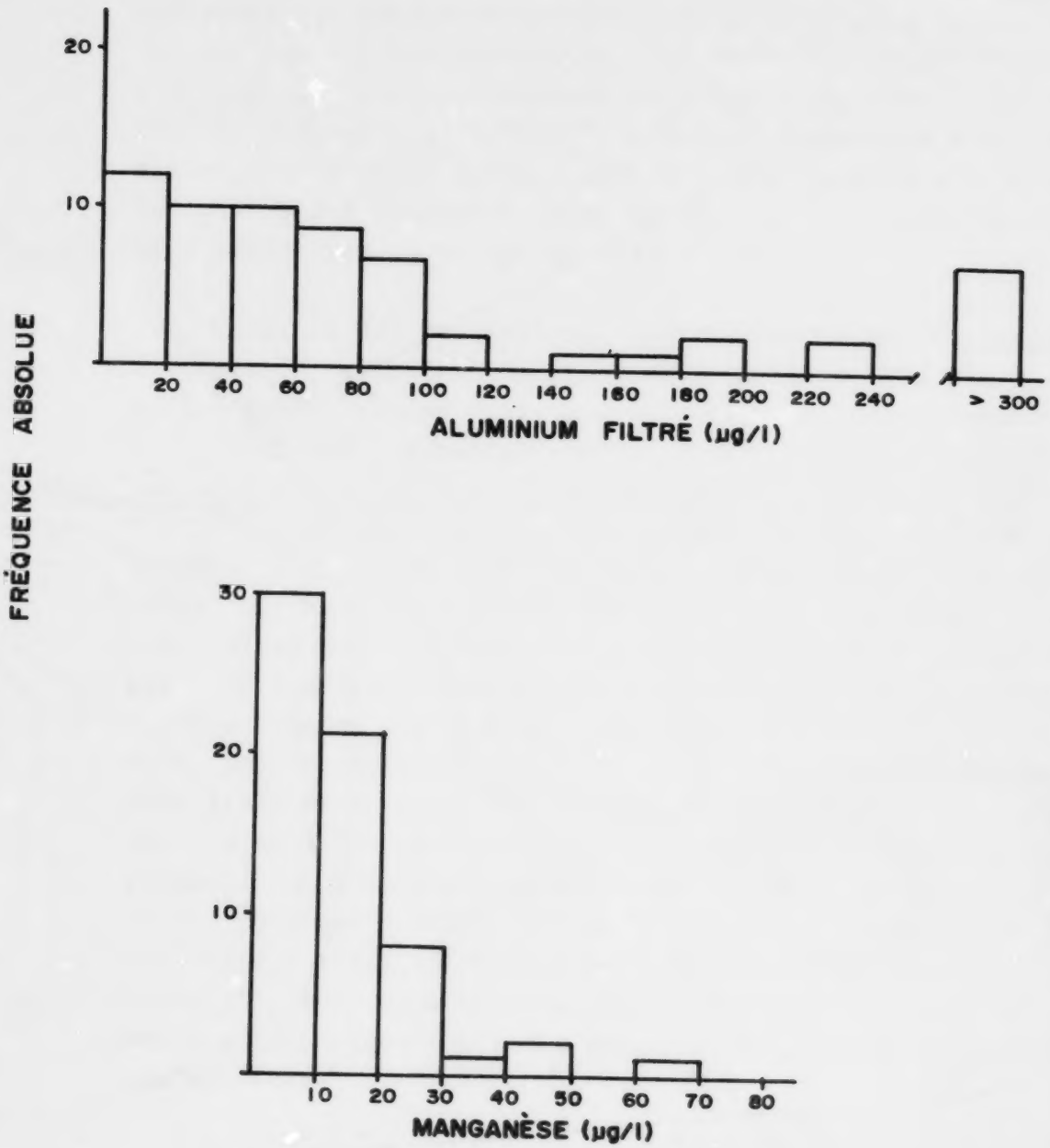


FIGURE V.12 DISTRIBUTION DES FRÉQUENCES ABSOLUES DES CONCENTRATIONS EN ALUMINIUM FILTRÉ ET EN MANGANÈSE

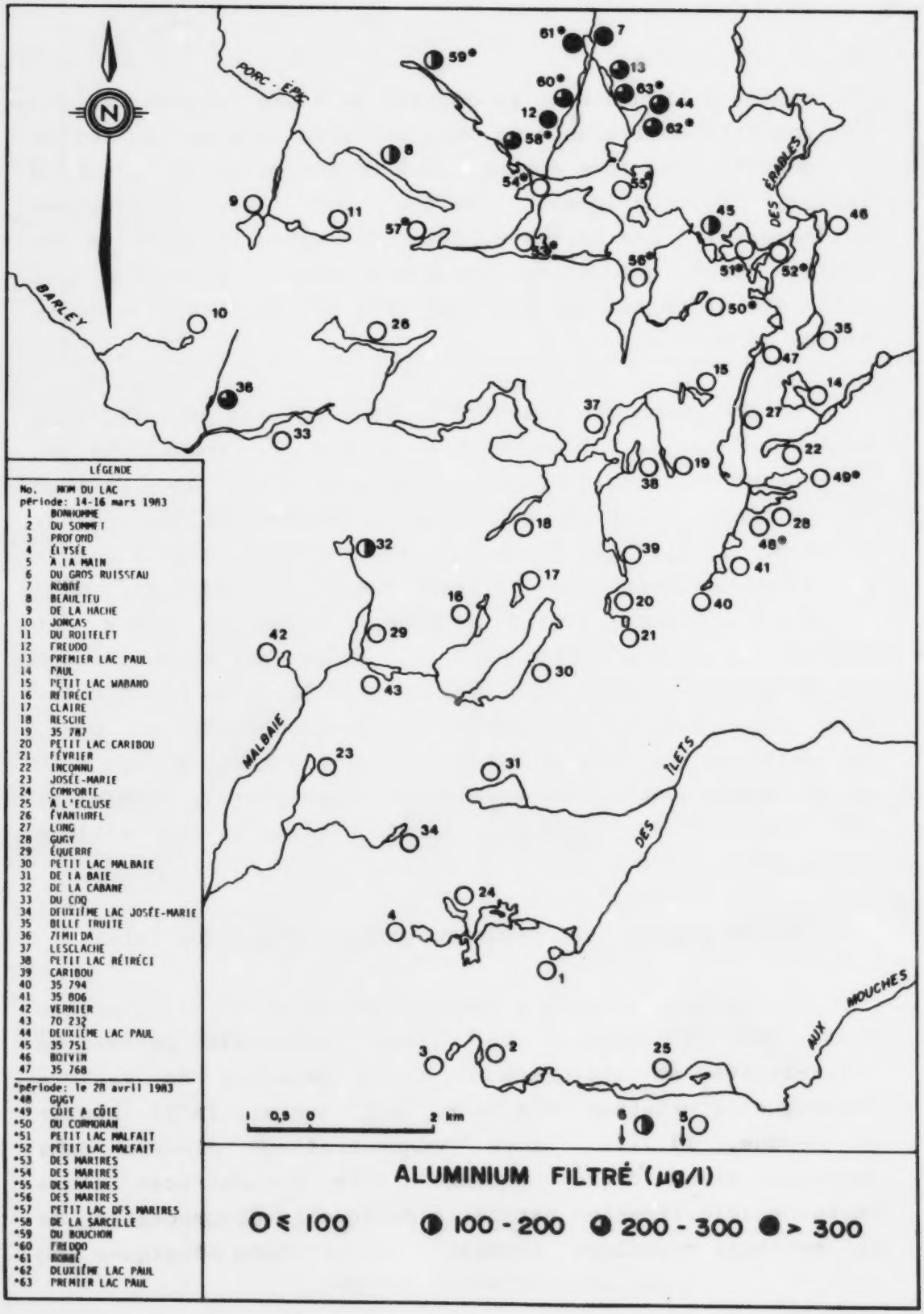


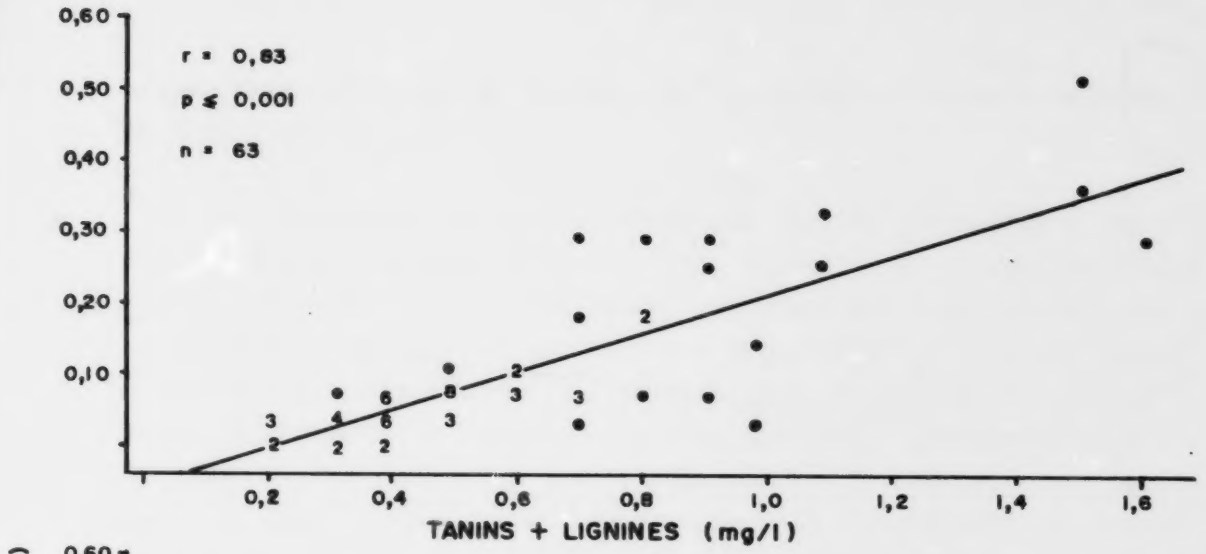
FIGURE V.13 DISTRIBUTION SPATIALE DES CONCENTRATIONS EN ALUMINIUM FILTRÉ

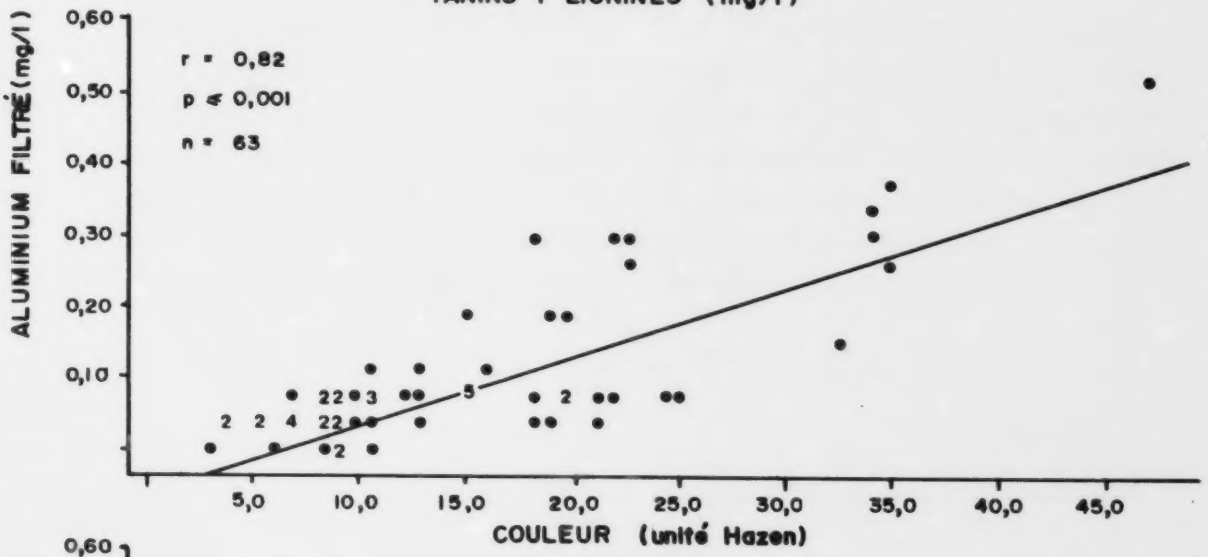
en tanins + lignines et la couleur de l'eau (Figure V.14). La toxicité de l'aluminium dans certains lacs de la région ne pourra donc être évaluée sans un dosage de la fraction labile, reconnue comme toxique pour les composantes biologiques. Ces fortes corrélations entre la quantité de matière organique et les concentrations en aluminium ont déjà été signalées par Richard (1985 a) pour les lacs de la région de Portneuf.

Compte tenu que très peu de lacs ont des pH inférieurs à 5,0 dans la ZEC des Martres et que la solubilité du manganèse augmente de façon exponentielle pour des valeurs de pH inférieures à cette valeur (Harvey et al., 1981; Dickson, 1975), il n'y a pas de relation significative entre les concentrations en manganèse et le niveau d'acidité des lacs (Figure V.11). De plus, d'après la gamme des valeurs rencontrées (Figure V.12), il est peu probable que le manganèse puisse être toxique pour la faune piscicole. Pour aucun lac, les concentrations ne dépassent 0,07 mg/l. Le seuil de toxicité se situerait aux alentours de six à 40 mg/l (Baker, 1982). De plus, tout comme pour l'aluminium, une fraction du manganèse serait fixée à la matière organique (Figure V.15).

5.8 Tanins + lignines, couleur, carbone organique total

Le carbone organique total, les tanins et les lignines ainsi que la couleur de l'eau sont des paramètres inter-reliés et intégrateurs de la présence de matière organique (Christman et Minear, 1971; Wetzel, 1975; Reuter et Perdue, 1977). Leurs concentrations élevées dans certains plans d'eau peuvent être indicatrices d'une certaine acidification naturelle puisque la décomposition de la matière organique produit des acides humiques ou





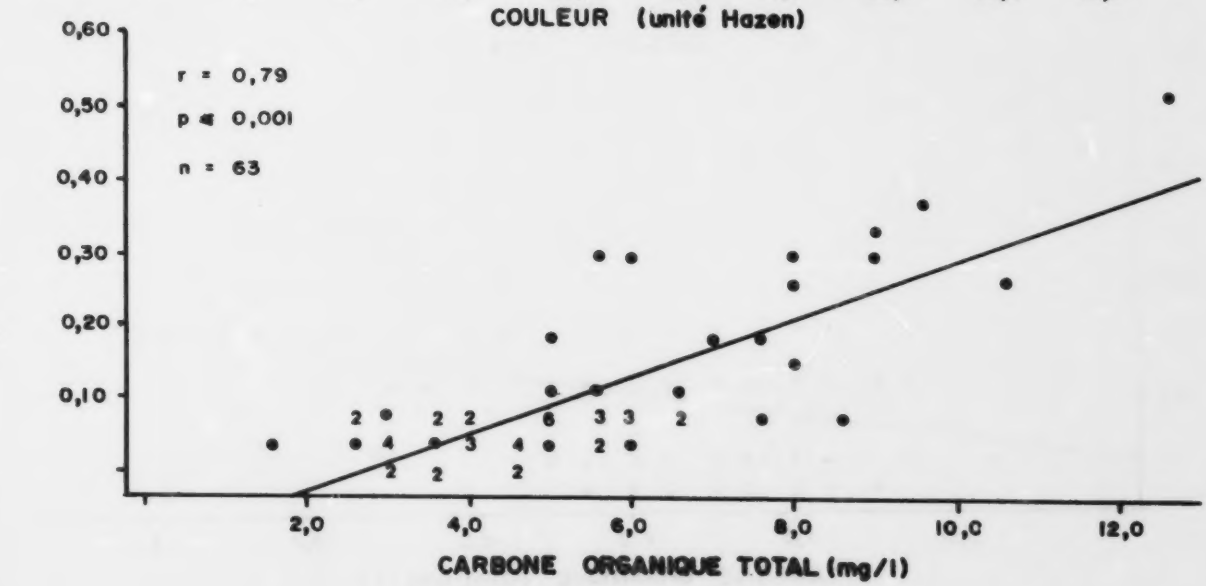


FIGURE V.14 RELATION ENTRE LES CONCENTRATIONS EN ALUMINIUM FILTRÉ ET LES CONCENTRATIONS EN TANINS + LIGNINES, EN CARBONE ORGANIQUE TOTAL ET LA COULEUR DE L'EAU

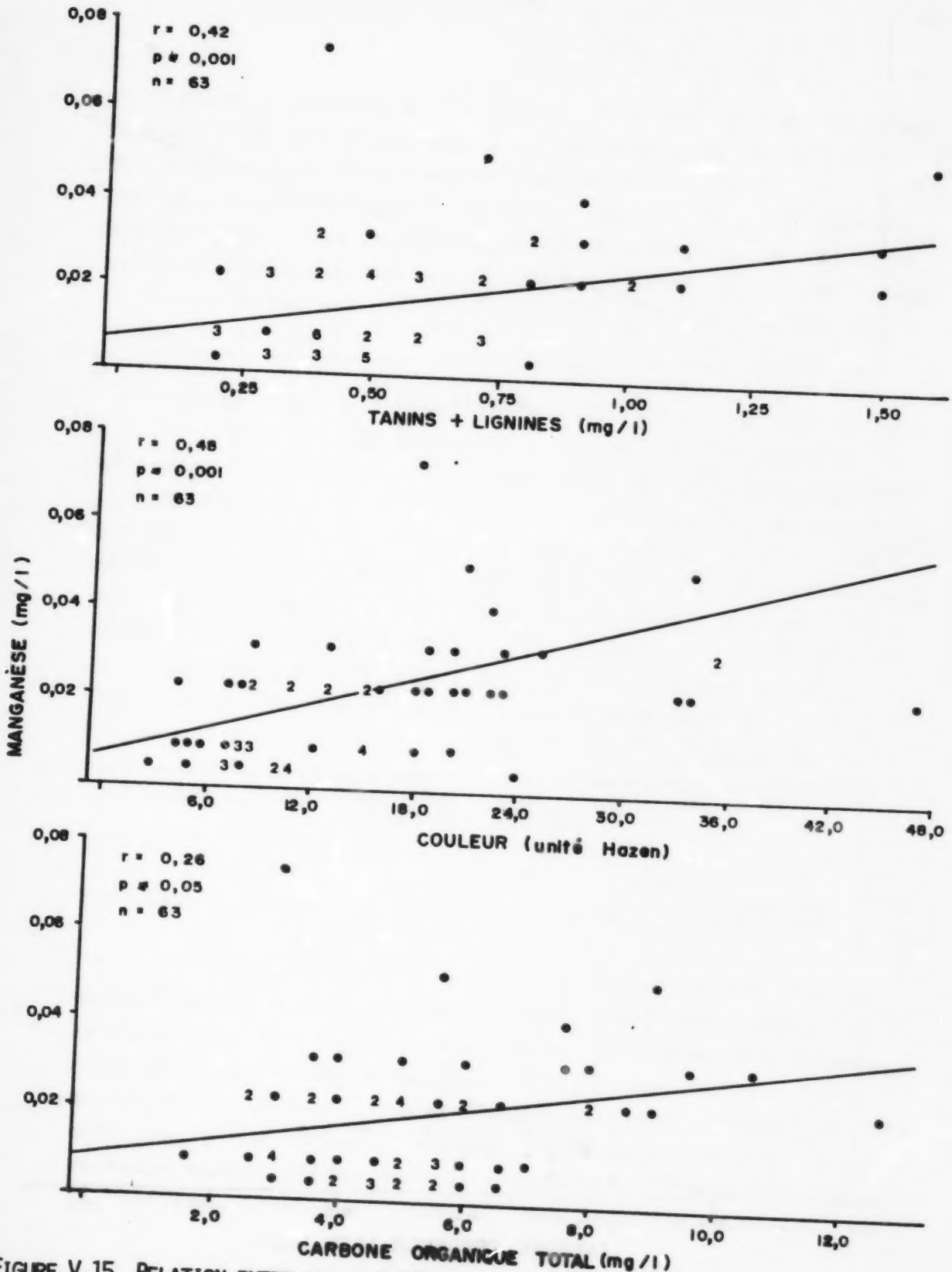


FIGURE V.15 RELATION ENTRE LES CONCENTRATIONS EN MANGANÈSE TOTAL ET LES CONCENTRATIONS EN TANINS + LIGNINES, EN CARBONE ORGANIQUE TOTAL ET LA COULEUR DE L'EAU

organiques (Reuter et Perdue, 1977; Johnson, 1981; Tipping et Woof, 1983).

La distribution spatiale de ces trois paramètres est sensiblement la même (Figure V.16, V.17, V.18). Les lacs à couleur élevée (>30 unités Hazen) et dont les concentrations en tanins + lignines et en carbone organique total sont respectivement supérieures à 1,0 mg/l et 8,0 mg/l sont situés majoritairement au nord du lac des Martres. Ce sont spécifiquement les lacs Robbé, Freddo, de la Sarcelle. Le lac Zemilda, sur le bassin de la rivière Barley, appartient également à cette catégorie. Or, les lacs Robbé et Freddo sont les lacs les plus acides du territoire (pH: 4,6 - 4,7), cette concordance entre la forte acidité et les valeurs élevées de carbone total, de tanins + lignines et de couleur peut être indicatrice d'une certaine acidification naturelle de ces écosystèmes, bien qu'une acidification par des apports atmosphériques acides ne peut également être exclue.

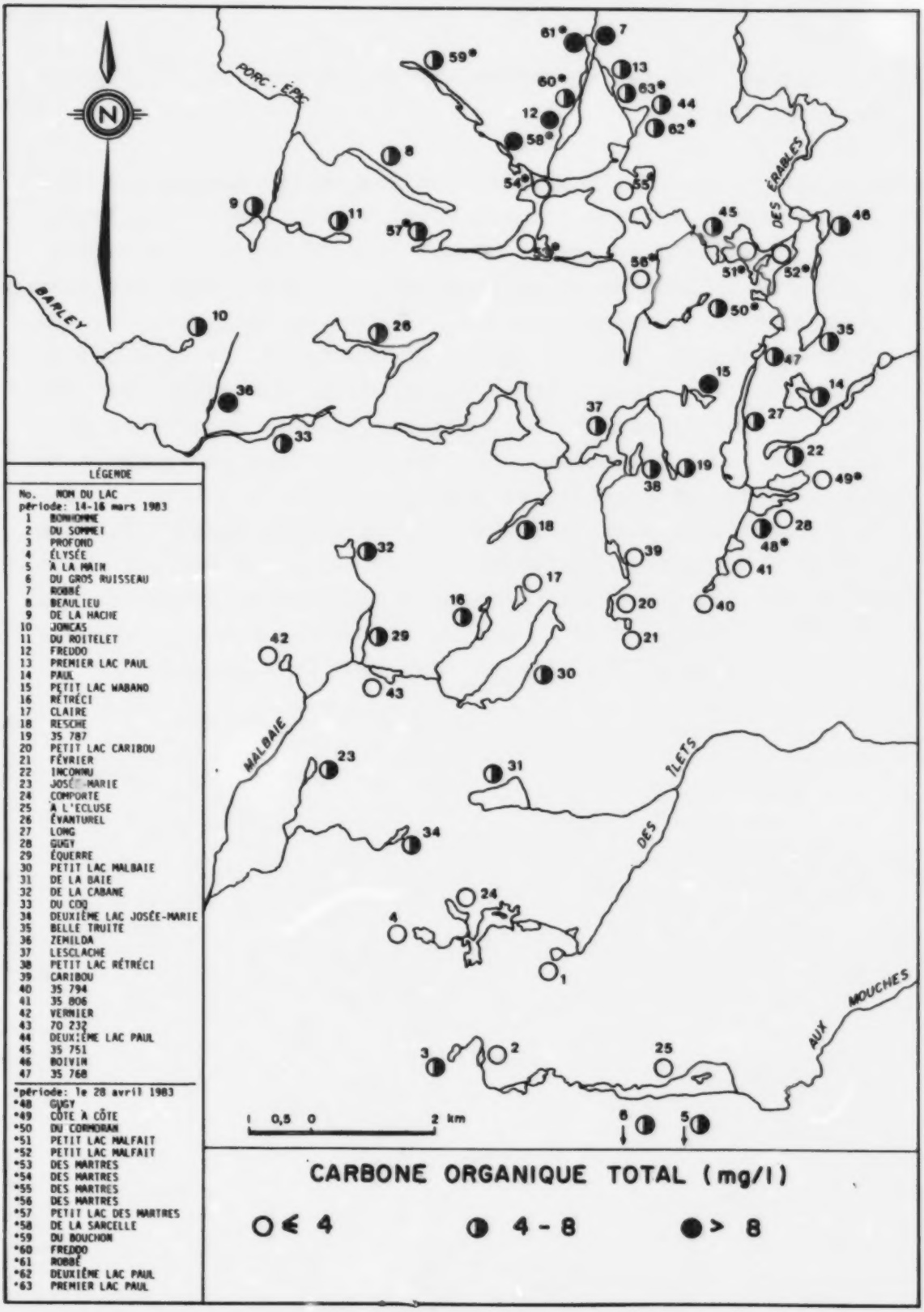
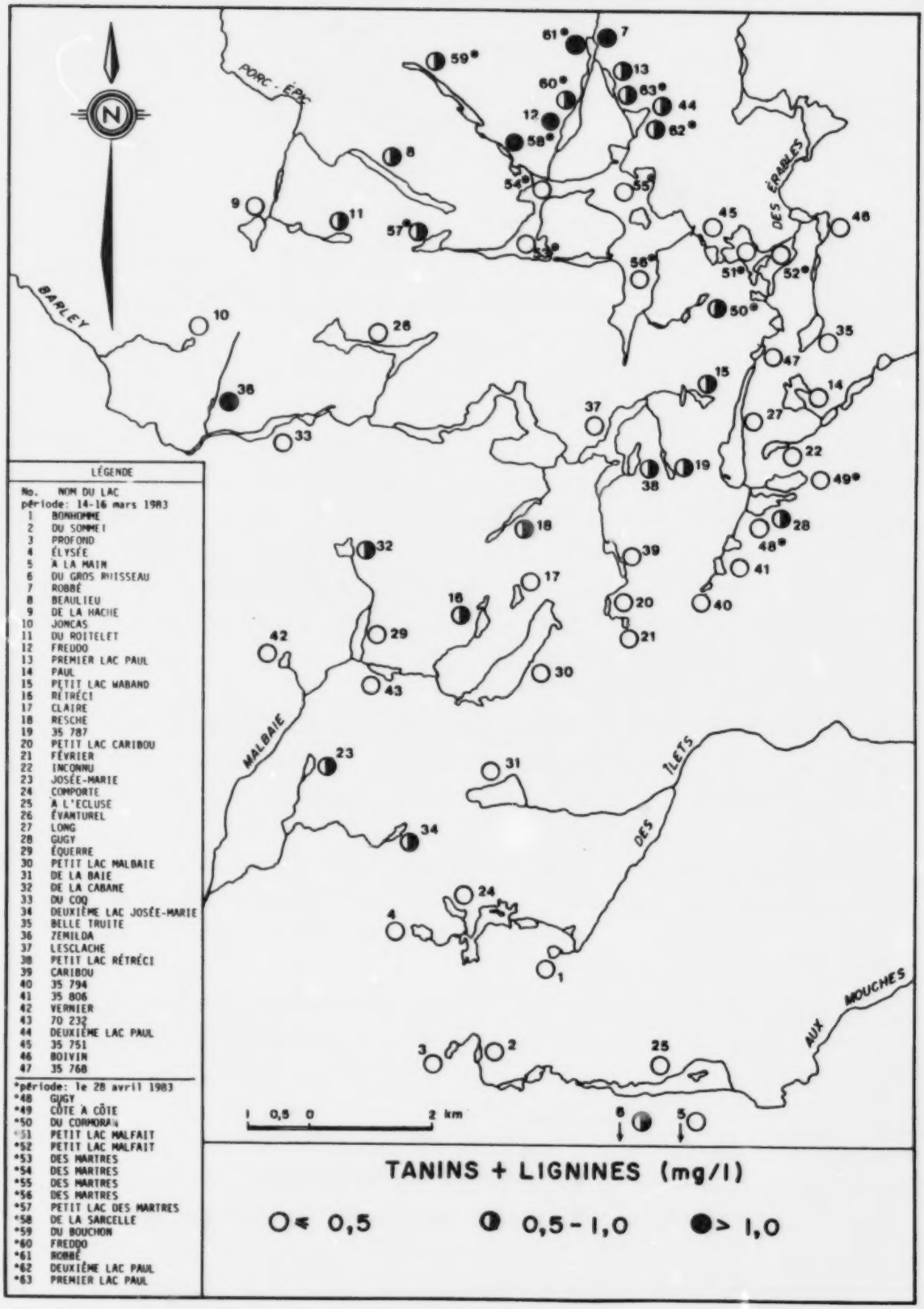


FIGURE V.16 DISTRIBUTION SPATIALE DES TENEURS EN CARBONE ORGANIQUE TOTAL



LÉGENDE

No.	NOM DU LAC
	période: 14-16 mars 1983
1	BONHOMME
2	DU SOMMET
3	PROFOND
4	ÉLYSÉE
5	À LA MAIN
6	DU GROS RUISSEAU
7	ROBBÉ
8	BEAULIEU
9	DE LA HACHE
10	JONCAS
11	DU ROITELET
12	FREDDO
13	PREMIER LAC PAUL
14	PAUL
15	PETIT LAC WABAND
16	RÉTRÉCI
17	CLAIRE
18	RESCHE
19	35 787
20	PETIT LAC CARIBOU
21	FÉVRIER
22	INCONNU
23	JOSÉE-MARIE
24	COMPORTE
25	À L'ÉCLUSE
26	ÉVANTUREL
27	LONG
28	GUGY
29	ÉQUERRE
30	PETIT LAC MALBAIE
31	DE LA BAIE
32	DE LA CABANE
33	DU COQ
34	DEUXIÈME LAC JOSÉE-MARIE
35	BELLE TRUITE
36	ZEMILDA
37	LESCLACHE
38	PETIT LAC RÉTRÉCI
39	CARIBOU
40	35 794
41	35 806
42	VERNIER
43	70 232
44	DEUXIÈME LAC PAUL
45	35 751
46	BOIVIN
47	35 768
*période: le 28 avril 1983	
*48	GUGY
*49	CÔTE À CÔTE
*50	DU CORMORAN
*51	PETIT LAC MALFAIT
*52	PETIT LAC MALFAIT
*53	DES MARTRES
*54	DES MARTRES
*55	DES MARTRES
*56	DES MARTRES
*57	PETIT LAC DES MARTRES
*58	DE LA SARCELLE
*59	DU BOUCHON
*60	FREDDO
*61	ROBBÉ
*62	DEUXIÈME LAC PAUL
*63	PREMIER LAC PAUL

FIGURE V.17 DISTRIBUTION SPATIALE DES TENEURS EN TANINS + LIGNINES

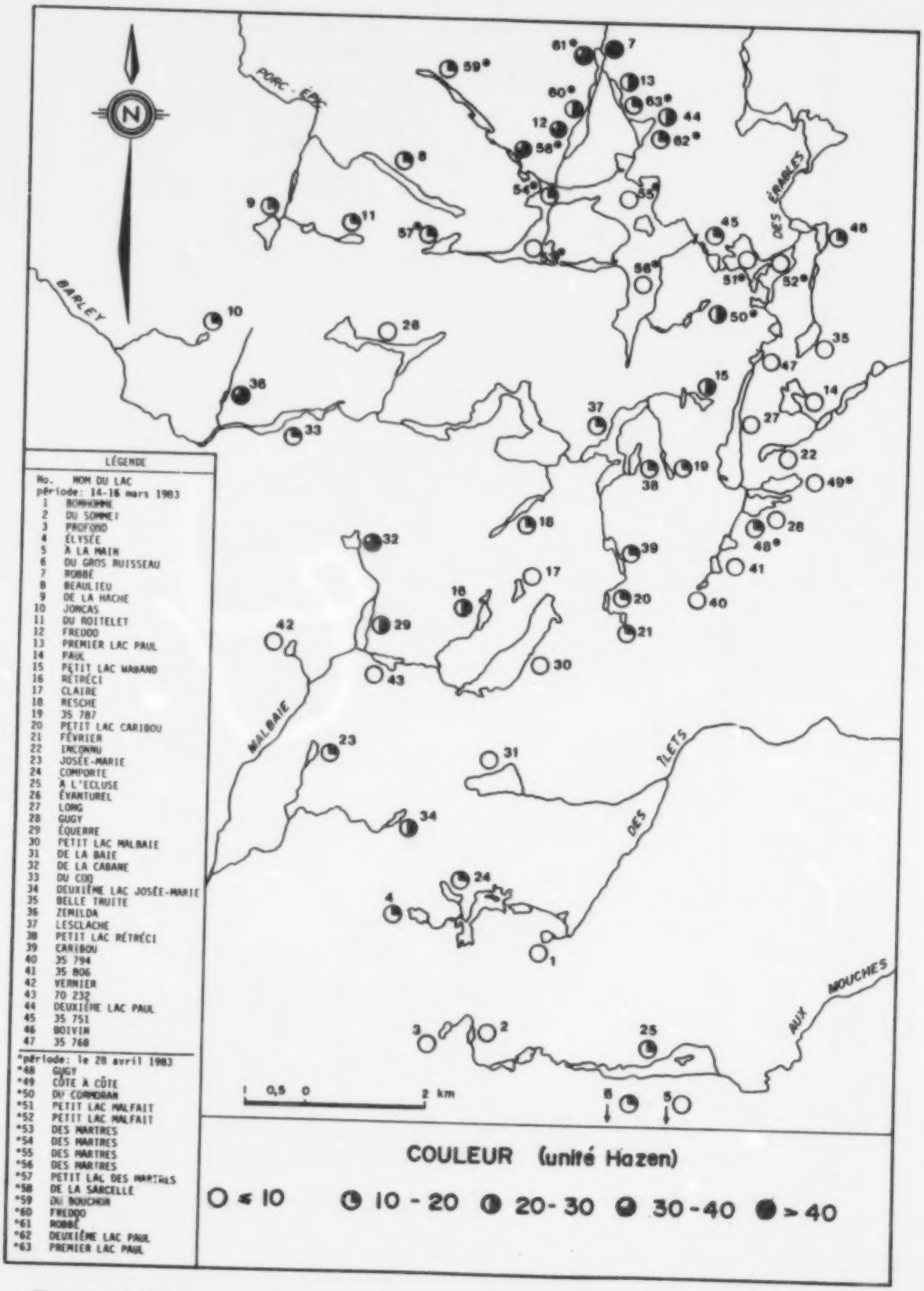


FIGURE V.18 DISTRIBUTION SPATIALE DE LA COULEUR DE L'EAU (U. HAZEN)

CHAPITRE VI

CLASSIFICATION DES LACS EN FONCTION DE LEUR DEGRÉ D'ACIDITÉ ET DE VULNÉRABILITÉ À L'ACIDIFICATION

Jusqu'à maintenant, nous avons dégagé les principales caractéristiques physico-chimiques des 54 lacs échantillonnés dans la ZEC des Martres. La présente analyse multivariée permettra de dégager une image synthèse des principales observations mises en évidence dans le chapitre précédent et permettra de rencontrer trois objectifs majeurs:

- classifier les lacs à l'intérieur du gradient d'acidité et de sensibilité à l'acidification propre à la région de la ZEC des Martres;

- regrouper les lacs ayant des caractéristiques physico-chimiques semblables et faire ressortir les traits dominants de chacun de ces sous-ensembles;

- identifier sur le territoire, les zones géographiques à sensibilité différente à l'acidification.

Pour atteindre ces objectifs, l'analyse en composantes principales, suivie d'une analyse de groupement, s'est avérée être une méthode d'ordination efficace (Richard, 1982, 1985 a).

6.1 Ordination des lacs en espace réduit — analyse des composantes principales.

L'analyse des composantes principales est directement interprétable puisqu'elle permet à la fois de projeter, en espace réduit, les relations entre les descripteurs physico-chimiques et les relations entre les objets (lacs), selon autant de dimensions qu'il y a de descripteurs considérés. Quatre descripteurs ont été retenus pour effectuer l'analyse: le pH, l'alcalinité (HCO_3^-), la conductivité et les sulfates. Ces variables sont suffisantes pour caractériser le niveau d'acidité des différents groupes de lacs et leur sensibilité à l'acidification. Un image synthèse du potentiel de toxicité de l'aluminium au regard des concentrations en matière organique sera également présentée. Ces dernières variables n'ont toutefois pas été utilisées pour l'analyse multivariée.

L'analyse en composantes principales a été effectuée à partir de la matrice de corrélation entre descripteurs (matrice de dispersion des données centrées réduites). Le logiciel SPSS a servi au traitement des données (Nie et al., 1975). Des quatre axes principaux obtenus, le premier axe explique 61,7 pour cent de la variance totale. Seul cet axe est interprétable puisque la variante associée à cet axe est nettement supérieure à celle attendue par la distribution aléatoire théorique du bâton brisé (Frontier, 1976). La fraction de la variance associée aux trois autres axes, qui est respectivement de 26,6, 11,0 et 0,7 pour cent, ne traduit qu'une fluctuation aléatoire et ne peut être analysée en termes écologiques (Legendre et Legendre, 1979).

À la figure VI.I, les descripteurs et les objets (lacs) sont projetés simultanément dans l'espace des deux premières composantes. Plus l'angle est petit entre un descripteur et un axe, plus la contribution du descripteur à la

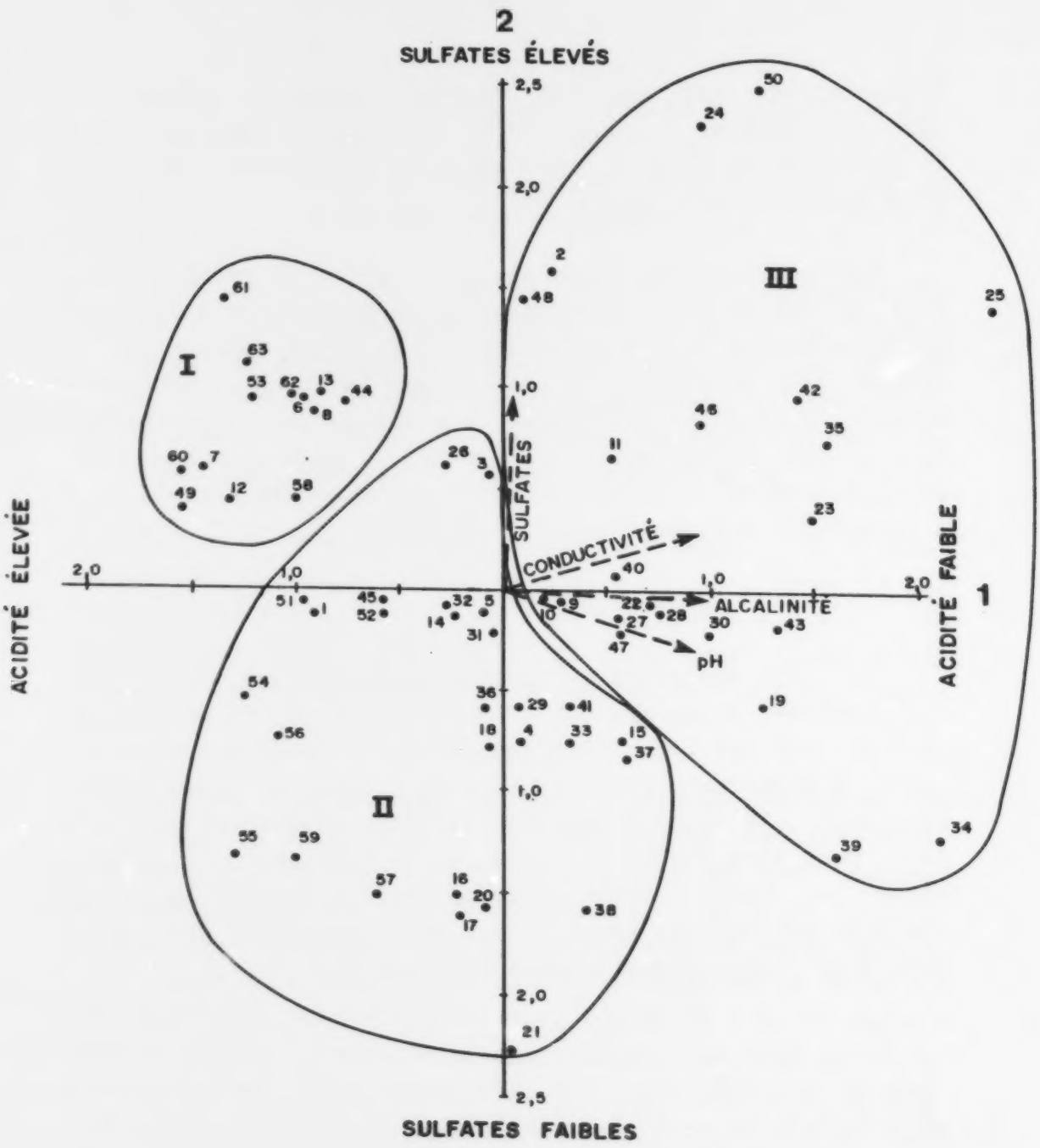


FIGURE VI.1 REPRÉSENTATION DES PRINCIPAUX DESCRIPTEURS PHYSICO-CHIMIQUES, PROJECTION DES OBJETS DANS L'ESPACE DES DEUX PREMIÈRES COMPOSANTES PRINCIPALES ET GROUPEMENT DES OBJETS SELON LEUR NIVEAU DE SIMILARITÉ.

formation de cet axe est élevée. Ainsi, l'alcalinité (HCO_3^-), le pH et la conductivité contribuent positivement à la formation de l'axe I. Les sulfates contribuent seulement à la formation de l'axe 2.

La position de chacun des lacs, selon le premier axe, nous permet de juger rapidement de leur niveau d'acidité et de sensibilité à l'acidification. Si on se déplace de la gauche vers la droite, on réalise que les lacs s'ordonnent suivant un gradient décroissant d'acidité. Leur sensibilité à l'acidification suit la même tendance puisque la conductivité et la capacité tampon due aux ions bicarbonates s'accentuent suivant l'axe I.

6.2 Analyse de groupement

On peut également superposer à l'analyse d'ordination, une analyse de groupement afin de mettre en évidence les lacs qui ont des caractéristiques physico-chimiques similaires. Ce groupement s'effectue selon plusieurs étapes. Premièrement, le degré d'association entre chaque paire d'objets peut être évalué en calculant la distance euclidienne entre les objets. Cette distance utilise la formule de Pythagore qui définit entre chaque paire d'objets, une relation dite d'espace euclidien à n dimensions:

$$D(1,2) = \sqrt{\sum_{i=1}^{n} (Y_{i1} - Y_{i2})^2}$$

D(1,2) distance euclidienne entre l'objet 1 et l'objet 2;

- i représente chacun des n descripteurs;
- Y_{i1} valeur du descripteur i pour le premier objet;
- Y_{i2} valeur du descripteur i pour le deuxième objet.

La distance euclidienne est calculée à partir des données centrées réduites afin d'éliminer les échelles propres à chaque descripteur et obtenir ainsi des mesures de distance qui sont monotones les unes aux autres.

Dans une seconde étape, la distance euclidienne entre chaque paire d'objets conduit à la formation d'une matrice d'association à partir de laquelle le groupement est élaboré selon la méthode de classification ascendante hiérarchique. Le lecteur intéressé au développement de cette classification pourra se référer aux travaux de Bobée et al. (1977 b).

Le dendrogramme schématisé de la hiérarchie du classement obtenu est représenté à la figure VI.2. D'après le niveau de partition retenu (critère d'agrégation ≅ 27), les lacs se regroupent à l'intérieur de trois sous-ensembles qui sont représentés par des enveloppes de contour à la figure VI.1.

Les caractéristiques physico-chimiques dominantes de ces trois groupes de lacs sont résumées au tableau VI.1. D'après le gradient d'acidité propre à la ZEC des Martres, on remarque que les lacs du groupe I sont les lacs les plus acides du territoire, avec une valeur médiane de pH de 5,1. Leur capacité à neutraliser la charge acide est à toute fin pratique inexistante (0,0 µéq/l ≤ HCO_3^- ≤ 29,9 µéq/l). Avec leur faible degré de minéralisation, ces lacs sont considérés comme très vulnérables aux précipitations acides. Toutefois, leur haut niveau d'acidité peut en partie être lié à la présence d'acides humiques comme semblent l'indiquer les valeurs élevées en tanins + lignines, en carbone organique total et la couleur de l'eau. Leurs concentrations en aluminium filtré sont particulièrement élevées, dues à la haute solubilité de ce métal à bas pH et à sa capacité de se lier à la matière organique. Le manganèse

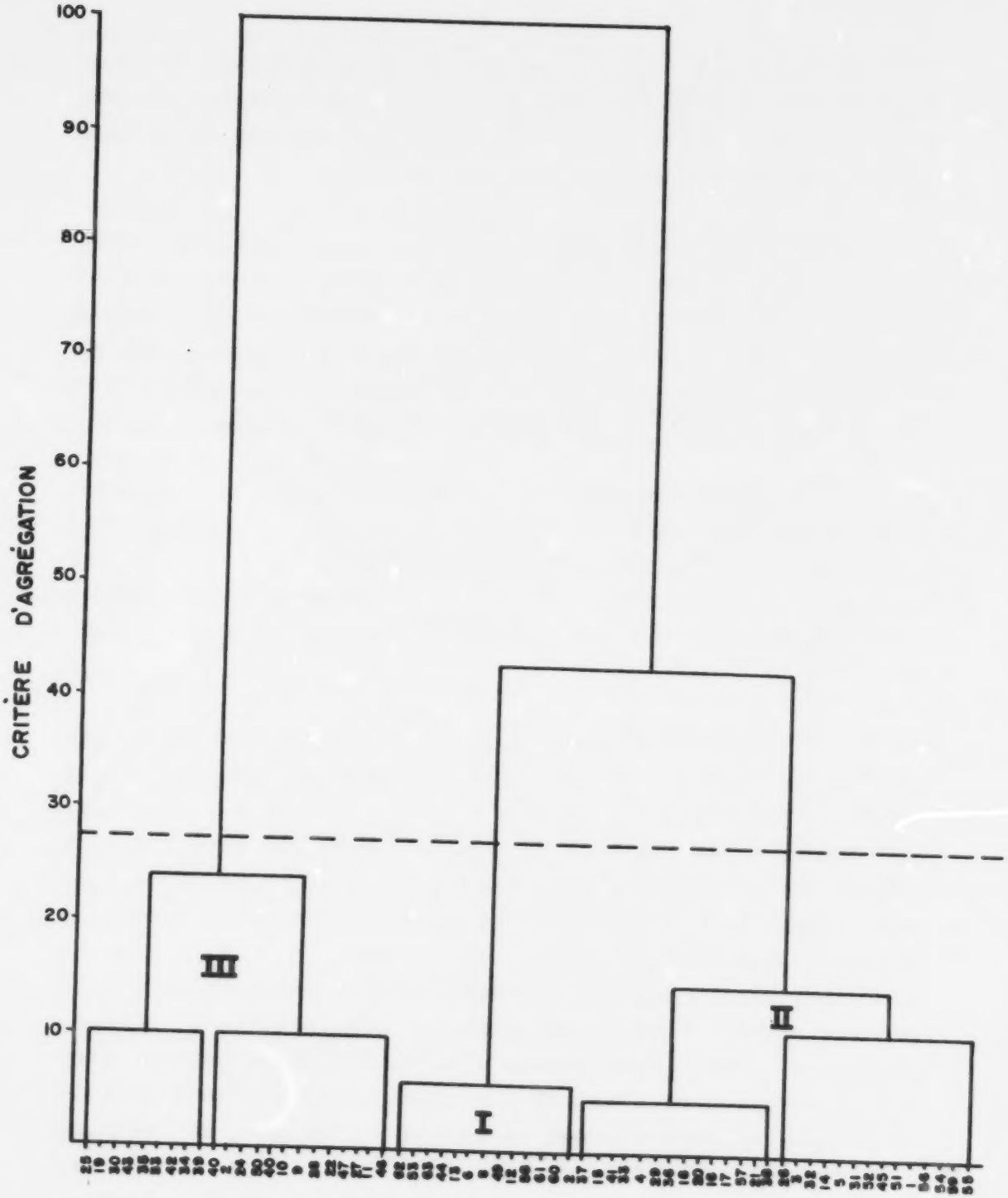


FIGURE VI.2 DENDROGRAMME SCHÉMATISÉ DU GROUPEMENT OBTENU PAR CLASSIFICATION ASCENDANTE HIÉRARCHIQUE

Tableau VI.1 Valeurs moyennes et médianes des principaux paramètres physico-chimiques de chaque groupe de lacs obtenus après analyse par classification ascendante hiérarchique.

Groupe	pH	Alcalinité (µéq/l)	Conductivité (µS/cm)	Sulfates (µéq/l)	Tanins + lignines (mg/l)	Couleur (U. Hazen)	Carbone organique total (mg/l)	Aluminium filtré (µg/l)	Manganèse (µg/l)
I X	5,0	11,8	16,6	58,5	0,9	22,8	6,9	248	22
(n=13) Médiane	5,1	11,9	16,5	59,2	0,8	22,0	7,0	289	21
(min., max.)	(4,6; 5,7)	(0,0; 29,9)	(12,0; 21,5)	(52,1; 62,5)	(0,2; 1,6)	(5,0; 47,0)	(1,5; 12,5)	(20; 500)	(10; 50)
II X	6,0	68,4	17,7	42,8	0,5	13,9	5,0	75	15
(n=28) Médiane	6,3	66,3	17,6	42,7	0,5	10,9	4,9	67	12
(min. max.)	(5,4; 6,6)	(8,0; 142,2)	(10,8,; 25,5)	(20,8; 62,5)	(0,2; 1,1)	(4,0; 35,0)	(2,5; 10,5)	(10; 240)	(15; 30)
III X	6,5	171,9	29,8	56,8	0,5	12,0	4,6	42	18
(n=22) Médiane	6,6	153,0	25,9	55,2	0,4	11,5	4,6	35	11
(min. max)	(6,1; 7,0)	(100,0; 332,0)	(21,5; 56,0)	(31,2; 83,3)	(0,2; 1,0)	(3; 22)	(2,5; 7;5)	(10; 90)	(5; 70)

suit la même tendance bien que les concentrations y sont moins extrêmes que pour l'aluminium.

Les lacs du groupe II et III sont nettement moins acides avec des valeurs médianes de pH respectives de 6,3 et 6,6. Ces lacs, particulièrement ceux du groupe III, s'avèrent les mieux tamponnés et sont légèrement plus minéralisés que les lacs du groupe I. La couleur de l'eau, les tanins + lignines et le carbone organique total sont deux fois plus faibles que les lacs du groupe I. De plus, leurs faibles concentrations en aluminium filtré ne devraient pas présenter de problèmes de toxicité pour la faune aquatique.

La répartition spatiale de ces groupes de lacs est présentée à la figure VI.3. Les lacs du groupe I, qui sont susceptibles de présenter des problèmes pour les populations piscicoles, alimentent principalement le lac des Martres. Ce sont les lacs Robbé, Freddo, Premier et Deuxième lac Paul et de la Sarcelle. Il faut souligner que les trois premiers lacs sont actuellement sans poisson (Richard, 1985 b). Il faut aussi apporter une attention particulière aux lacs Beaulieu, Côte à Côte et du Gros Ruisseau. La station 53 du lac des Martres appartient également au groupe I, possiblement à cause de l'influence d'apports acides en provenance des lacs de la Sarcelle, Robbé et Freddo. Les lacs des groupes II et III, qui représentent des conditions moins limitrophes pour la faune aquatique, se retrouvent un peu partout sur le territoire.

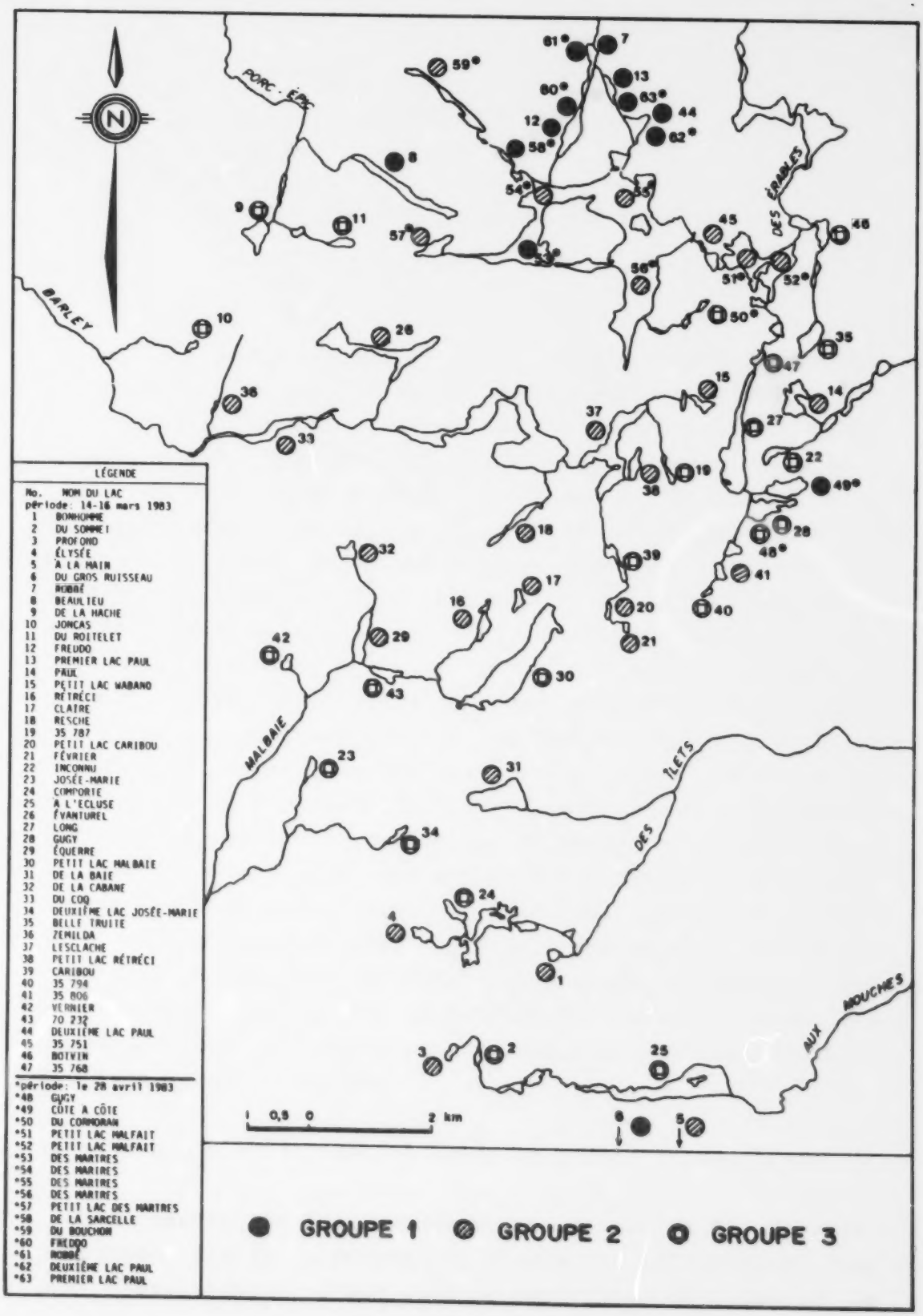


FIGURE VI.3 DISTRIBUTION SPATIALE DES GROUPES DE LACS OBTENUS PAR L'ANALYSE DES COMPOSANTES PRINCIPALES ET DE GROUPEMENT

CHAPITRE VII

NIVEAU D'ACIDIFICATION DES LACS

Dans la ZEC des Martres, il existe très peu de données historiques des valeurs de pH nous permettant d'évaluer directement le degré d'acidification des eaux lacustres. Leur niveau d'acidification peut toutefois être évalué en appliquant certains modèles développés dans la littérature. Un des modèles couramment utilisés est la courbe empirique de Henriksen (1979), basée sur les relations pH vs calcium, à partir de laquelle il est possible d'identifier les lacs acidifiés des lacs non acidifiés. Comme nous le verrons par la suite, ce modèle présente certaines lacunes. Kramer et Tessier (1982) ont modifié ce modèle en intégrant certaines variables physico-chimiques telles que la pression partielle en CO_2, la somme des cations majeurs ainsi que les constantes de dissociation de l'acide carbonique. Ce modèle permet une meilleure évaluation du degré d'acidification. Le dernier modèle que nous appliquerons est le modèle prédictif de Thompson et Bennett (1980) qui repose sur le rapport bicarbonate/sulfate. Ce modèle permet à la fois d'estimer le pH des lacs précédant l'avénement des apports atmosphériques acides et de déterminer le seuil critique des concentrations en sulfates pour lesquelles l'acidification des lacs devient complète.

7.1 Niveau d'acidification selon le modèle de Henriksen.

À partir de lacs acides et non acides de la Norvège, Henriksen (1979) a proposé un modèle d'acidification basé sur l'utilisation d'une courbe empirique définissant la

relation entre le pH et les concentrations en calcium. Les lacs situés au-dessus de cette courbe auraient subi une acidification par les acides forts au contraire des lacs situés sous la courbe empirique.

Selon cette courbe, tous les lacs du groupe I, soit les lacs les plus acides et les plus sensibles à l'acidification, définis au chapitre précédent par l'analyse des composantes principales, auraient subi dans le passé une acidification par l'action des acides forts (Figure VII.1). Ces lacs représentent 14 pour cent des lacs échantillonnés. En ce qui a trait aux lacs des groupes II et III, étant situés à quelques exceptions près, sous la courbe empirique, ou à proximité, ils n'auraient pas subi une telle acidification. Cependant pour que ce modèle soit valable, on doit assumer que seul l'effet des précipitations acides contribue à une baisse de pH, que la concentration des ions calcium est demeurée sensiblement la même avant et pendant l'acidification et que la pression partielle en CO_2 est la même dans tous les lacs.

Pour l'instant, ce modèle reste difficile à valider puisqu'il peut exister, pour certains lacs, une source locale d'acides forts et d'acides faibles provoquant une acidification naturelle. Deuxièmement, les résultats sont contradictoires en ce qui a trait au lessivage du calcium à partir des bassins versants par les précipitations acides, puisque le degré de lessivage peut varier d'une région à l'autre, ce qui a pour effet de déplacer la courbe de référence empirique (Malmer, 1974; Dickson, 1975; Gjessing et al., 1976; Dillon et al., 1979; Watt et al., 1979; Thompson et al., 1980). En dernier lieu, la pression partielle de CO_2 peut varier d'un lac à l'autre dépendamment de l'activité biologique (Kramer et Tessier, 1982). En effet, une augmentation de la pression partielle en CO_2 peut entrainer une augmentation des ions H^+.

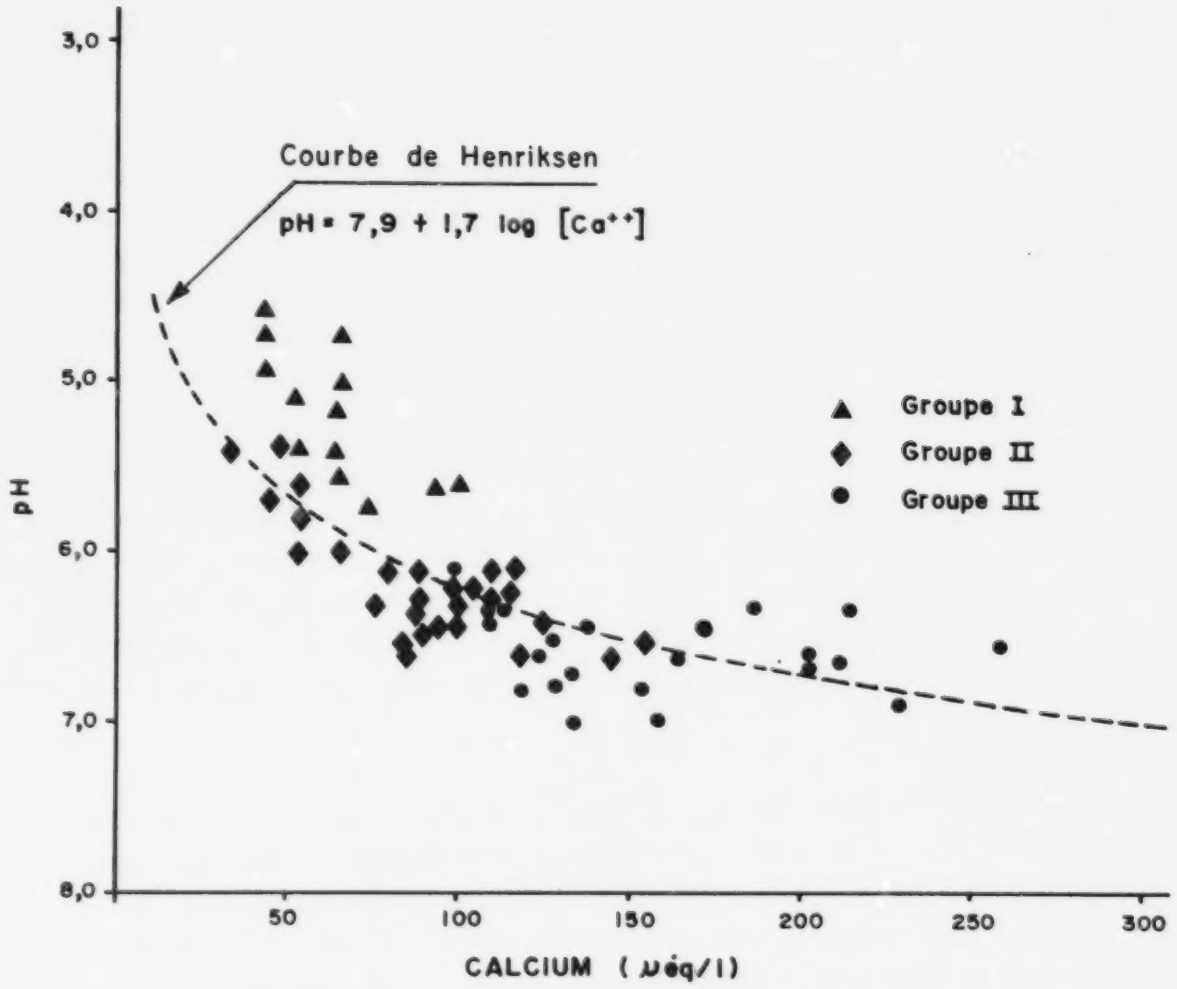


FIGURE VII.1 RELATION ENTRE LE pH ET LES CONCENTRATIONS DE CALCIUM, EN FONCTION DE LA COURBE EMPIRIQUE DE HENRIKSEN

7.2 Niveau d'acidification selon le modèle de Kramer et Tessier.

Le modèle de Henriksen peut toutefois être amélioré en tenant compte de la pression partielle en CO_2 et de la somme des concentrations de tous les cations majeurs tel que défini par Kramer et Tessier (1982). Ces auteurs ont établi une relation entre le pH corrigé pour la pression partielle en CO_2 et le pH calculé à partir de la somme des concentrations des cations majeurs et de constantes de dissociation de l'acide carbonique. Pour les détails des équations servant à déterminer le pH corrigé et le pH calculé, nous référons le lecteur au rapport de Dupont (1984 a).

D'après ce modèle, les lacs subissant uniquement l'influence de l'altération chimique des minéraux par l'acide carbonique se positionneront près de la droite d'équivalence entre les pH calculés et les pH corrigés. D'autre part, l'importance des écarts entre ces deux valeurs de pH traduira une acidification proportionnelle à l'action des acides forts, tel l'acide sulfurique, sur l'altération chimique des minéraux.

À la figure VII.2, on remarque que tous les lacs du groupe I, lacs reconnus fortement acides par l'analyse des composantes principales (chapitre 6, sections 6,1, 6,2), affichent des écarts de pH supérieurs à 0,5 et 0,7 unité. Tout comme pour le modèle de Henriksen, la présente relation tend à démontrer que tous les lacs du groupe I subiraient la plus forte acidification par les acides forts. L'action des acides forts serait moins marquée pour les lacs du groupe III et pour plus de 65 pour cent des stations appartenant au groupe II. Ces lacs affichent des écarts de pH inférieurs ou égaux à 0,5 unité. Cette acidification moins prononcée avait déjà été prédite par le modèle de Henriksen. En

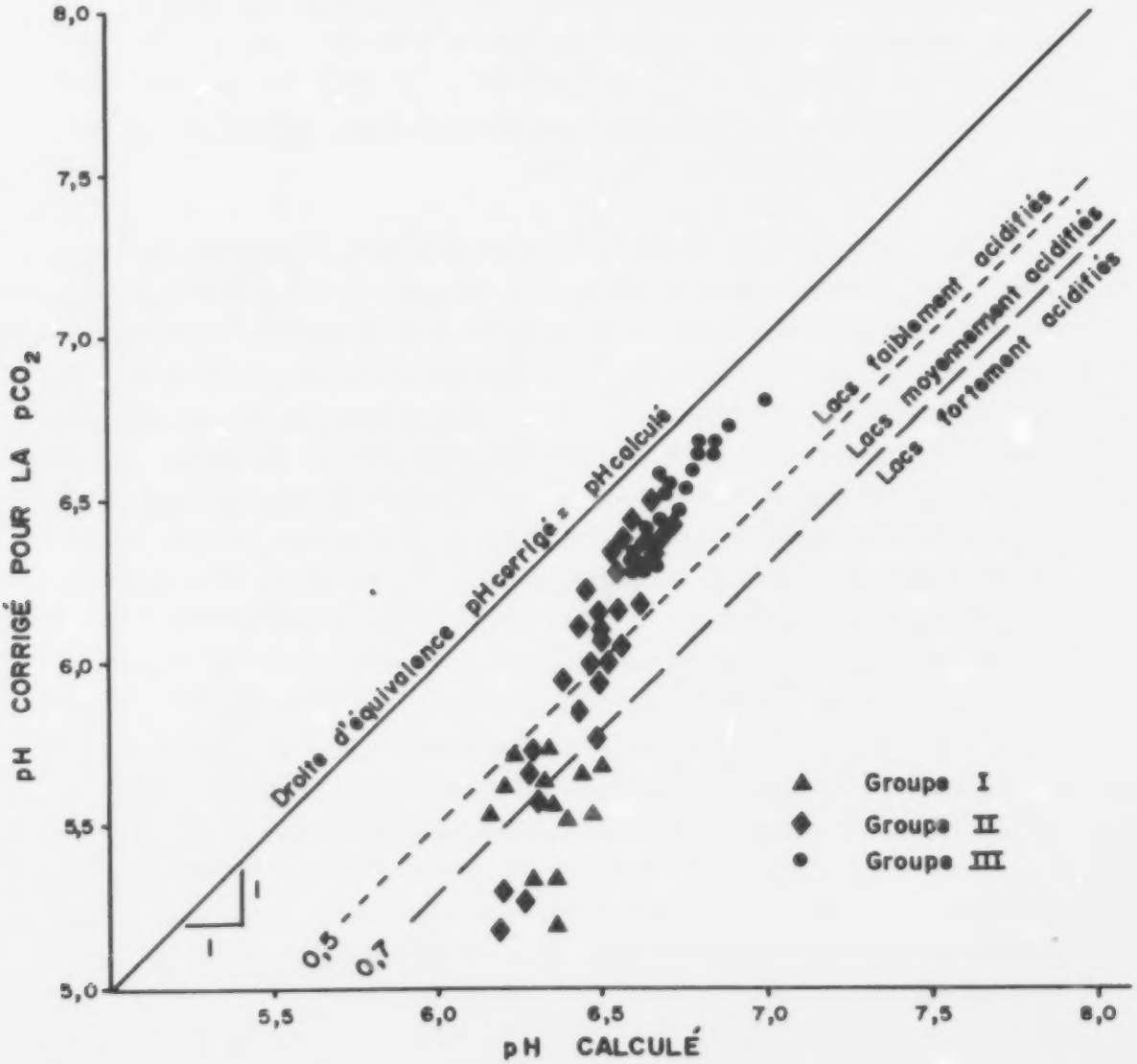


FIGURE VII.2 NIVEAU D'ACIDIFICATION DES LACS EN FONCTION DU MODÈLE DE KRAMER ET TESSIER

effet, ces derniers lacs étaient pour la plupart situés près ou sous la courbe de Henriksen (section 7.1). Il faut toutefois souligner qu'il n'est pas possible d'établir l'origine de l'acidification des lacs puisque ce modèle ne discrimine pas l'apport d'ions H^+ d'origine naturelle ou anthropique.

7.3 Prédiction de l'acidification des lacs selon le modèle de Thompson et Bennett.

Jusqu'à maintenant, nous avons dégagé, dans la ZEC des Martres, les groupes de lacs les plus sensibles et les plus affectés par l'acidification. À l'aide du modèle de Thompson et Bennett (1980), on peut prédire l'évolution de leur acidification. Ce modèle, qui repose sur la variabilité des concentrations relatives en sulfates et en bicarbonates, permet d'établir la valeur critique des concentrations en sulfates pour laquelle on assisterait à une disparition complète de l'alcalinité des lacs:

$$(SO_4^{--})_c = 1/2\ (HCO_3^-)_1 + (SO_4^{--})_1$$

$(SO_4^{--})_c$: concentration critique de sulfates (µéq/l)
$(HCO_3^-)_1$: concentration actuelle de bicarbonates (µéq/l)
$(SO_4^{--})_1$: concentration actuelle des sulfates (µéq/l)

Ce modèle permet également d'évaluer le pH des lacs précédant l'apport atmosphérique en sulfates d'origine anthropique:

$$(H^+)_0 = \frac{(H^+)_1\ (HCO_3^-)_1}{(HCO_3^-)_1 + 2(SO_4^{--})_1 - 2(SO_4^{--})_0}$$

$(H^+)_0$:concentration en ions H^+ à l'origine (µéq/l)
$(H^+)_1$:concentration actuelle en ions H^+ (µéq/l)
$(SO_4^{--})_0$:teneurs en sulfates à l'origine (µéq/l)

L'application du modèle sur les trois groupes de lacs, établis précédemment par l'analyse en composantes principales et de groupement, est présentée à la figure VII.3. Les valeurs actuelles des concentrations en sulfates, en bicarbonates et en ions H^+ pour chacun des trois groupes de lacs font référence aux valeurs médianes calculées au tableau VI.1.

On remarque que les lacs les plus acides, ceux du groupe 1, devraient s'acidifier les plus rapidement. En effet, une augmentation de 6,6 µéq/l de sulfates devrait provoquer une disparition totale de l'alcalinité liée aux bicarbonates et occasionner par le fait même une baisse rapide du pH. Dans le cas des lacs les mieux tamponnés (Groupe II et III), des augmentations de 76 et 132 µéq/l devraient conduire au seuil critique. Toutefois, ces augmentations en sulfates, nécessaires pour atteindre le seuil critique, ne doivent pas être considérées comme absolues puisque d'autres systèmes tampon, tels ceux liés à la présence d'aluminium (Dickson, 1980) et de matière organique (Schindler et al., 1980) peuvent intervenir pour freiner la chute de pH. Comme ces éléments présentent de fortes concentrations dans les lacs du groupe I, ils pourraient modifier les baisses de pH prédites par le modèle de Thompson et Bennett.

Si on considère que les concentrations naturelles en sulfates sont de l'ordre de 30 µéq/l, tel que suggéré par Harvey et al. (1981) pour les lacs du bouclier, le pH d'origine des lacs du groupe I devait se situer aux alentours de 5,8 et près de 6,4 et 6,7 pour les lacs des groupes II et III. C'est donc dire que jusqu'à maintenant, les baisses de pH pour les lacs les plus sensibles à l'acidification seraient de l'ordre de 0,7 unités (Groupe I)) et de 0,2 à 0,4 unités pour les autres lacs (Groupe II et III).

GROUPE	I	II	III
$[SO_4^{--}]$ actuel (µéq/l)	58,5	42,8	56,8
$[SO_4^{--}]$ critique (µéq/l)	65,1	75,9	131,7
$\frac{[SO_4^{--}]\ \text{critique}}{[SO_4^{--}]\ \text{actuel}}$	1,1	1,8	2,3
Addition de SO_4 nécessaire pour atteindre le seuil critique (µéq/l)	6,6	33,1	74,9

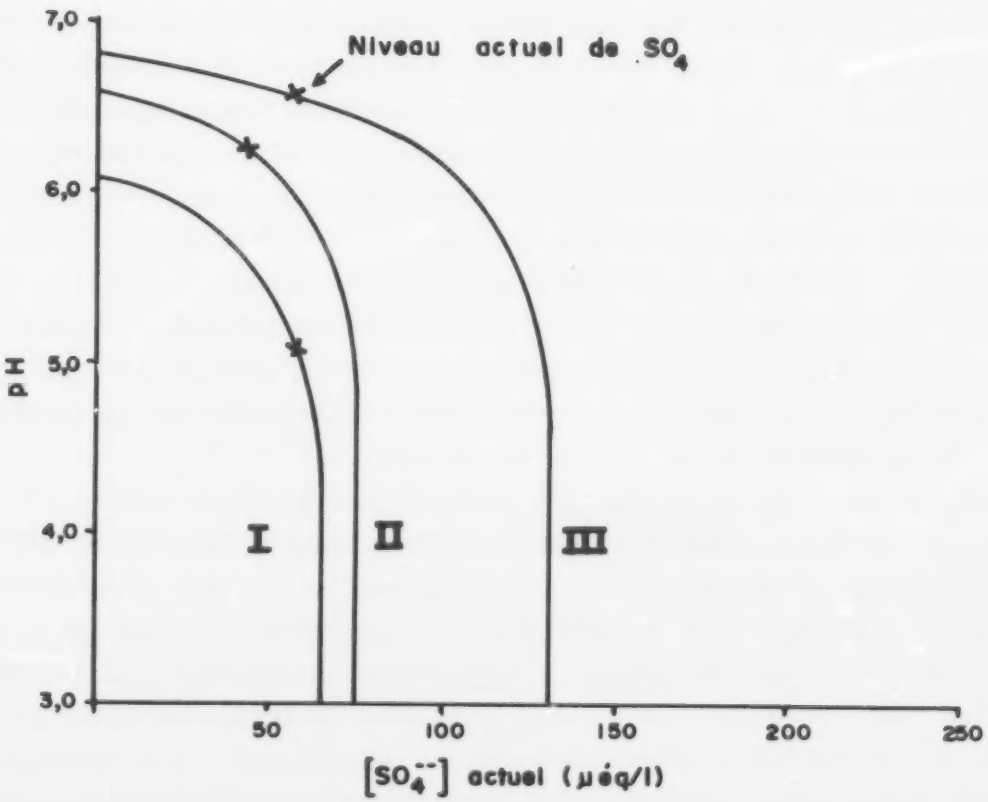


FIGURE VII.3 APPLICATION DU MODÈLE DE THOMPSON ET BENNETT SUR LES TROIS GROUPES DE LACS OBTENUS PAR CLASSIFICATION ASCENDANTE HIÉRARCHIQUE

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'analyse physico-chimique des 54 lacs (63 stations) échantillonnés au printemps 1983 dans la ZEC des Martres démontre que la grande majorité des milieux lacustres est sensible à extrêmement sensible aux précipitations acides. Cette sensibilité découle des faits suivants:

- pour 87 pour cent des lacs (89 pour cent des stations), l'alcalinité est inférieure à 200 µéq/l;

- 93 pour cent des lacs (90 pour cent des stations) affichent une conductivité inférieure à 35 µS/cm;

- la somme des concentrations en ions calcium et magnésium est en deçà de 200 µéq/l pour plus de 74 pour cent des lacs (78 pour cent des stations);

- l'indice de saturation calcique est supérieure à trois unités pour 89 pour cent des lacs (92 pour cent des stations).

De plus, nous estimons que les apports atmosphériques acides ont pu modifier les caractéristiques physico-chimiques des milieux aquatiques. En effet, pour 28 pour cent des lacs (31 pour cent des stations), les teneurs en sulfates sont supérieures à 60 µéq/l. Comme ces concentrations excèdent les concentrations naturelles attendues, l'excédent de sulfates pourrait être d'origine atmosphérique.

De façon plus spécifique, la présente analyse a permis d'identifier, sur le territoire, les lacs qui présentent

des caractéristiques physico-chimiques limitrophes pour la faune aquatique. Ce sont les lacs Robbé, Freddo, Premier lac Paul, Deuxième lac Paul et Côte à Côte. Les lacs des Martres, Beaulieu, de la Sarcelle et du Gros Ruisseau font également partie de cette catégorie. Il faut souligner que ces lacs sont les plus sensibles à l'acidification et sont, d'après les modèles empiriques de Kramer et Tessier (1982) et de Thompson et Bennett (1980), les plus acidifiés. Pour la grande majorité de ces lacs, le pH varie entre 4,6 et 5,5 et leur capacité à neutraliser la charge acide est à toute fin pratique épuisée (0,0 µéq/l $\leq HCO_3^- \leq$ 29,9 µéq/l). Pour les quatre premiers lacs mentionnés précédemment, les concentrations en aluminium peuvent avoir atteint un seuil critique pour les communautés biologiques (>200 µg/l). Cependant, il faudra s'assurer que la toxicité de l'aluminium n'est pas surestimée puisqu'il semble qu'une fraction de l'aluminium serait liée à la matière organique, réduisant ainsi sa toxicité. Quoiqu'il en soit, trois de ces lacs sont présentement sans poisson, et il n'est pas exclus que cet état de fait soit dû à leur niveau d'acidité. Cet aspect de la question a déjà fait l'objet d'un rapport (Paul et Richard, 1985) et sera développé davantage dans un document présentement en préparation (Richard, 1985 b).

BIBLIOGRAPHIE

ALMER, B., W. DICKSON, C. EKSTROM et E. HORNSTROM, 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem, dans Sulfur in the environment. Part II: Ecological impacts. J.O. Nriagu (ed.) J. Wiley and sons Inc., New York, p. 271-311.

ALTSHULLER, A.P. ET G.A. McBEAN, 1980. Deuxième rapport du groupe de recherche États-Unis -Canada sur le transport à grande distance de polluants atmosphériques. Environnement Canada, 39 pages.

BAKER, J.P., 1982."Effects on fish of metals associated with acidification", dans Acid rain/Fisheries, Proceedings ings of an International Symposium on Acidific Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America, Northeastern Division, American Fisheries Society, 357 pages.

BAKER, J.P. and C.L. SCHOFIELD 1980. Aluminium toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality, dans Drablos D. and A. Tollan, 292-293.

BOBÉE, B., F. BORDELEAU, M. CANTIN, D. CLUIS, M. GOULET, M. LACHANCE, A. PARENT, P. POTVIN, L. RAYMOND et A. TESSIER, 1977 a. Évaluation du réseau de la qualité des eaux. Analyse et interprétation des données de la période 1967-1975, Volume 2, ministère des Richesses naturelles, Direction générale des eaux, Rapport Q.E. - 20, 212 pages.

BOBÉE, B., P. BOUCHER, D. CLUIS, M. LACHANCE, A. TESSIER, 1977 b. Méthodologie d'évaluation de la qualité de l'eau pour différents usages, Annexe Rapport scientifique, no. 89.

BOBÉE, B., Y. GRIMARD, M. LACHANCE et A. TESSIER, 1982. Nature et étendue de l'acidification des lacs du Québec, Rapport scientifique no. 140, INRS-EAU, 243 pages, 3 annexes.

BOBÉE, B., M. LACHANCE, J. HAEMMERLI, A. TESSIER, J.Y. CHARETTE ET J. DRAMER, 1983. Évaluation de la sensibilité à l'acidification des lacs du sud du Québec et incidences sur le réseau d'acquisition de données, INRS--EAU, Rapport scientifique no. 157 pour Environnement Canada, 198 pages, 4 annexes, 1 appendice.

BURROWS, W.D., 1977. "Aquatic aluminium: chemistry, toxicology, and environmental prevalence", dans Critical Reviews in Environmental Control, 6 (2): 167-216.

CHRISTMAN, R.F. and R.A. MINEAR, 1971. Organics in lakes, dans Organic compounds in aquatic environments, (Editors S.J. Faust and J.V. Hunter), pp. 119-143.

CONROY, N., D.S. JEFFRIES and J.R. KRAMER, 1974. Acid shield lakes in the Sudbury Ontario region, Water Pollution Research in Canada Proc. 9th Canadian Symp., 9., pp. 45-71.

CRONAN, C.S., and C.L. SCHOFIELD, 1979. "Aluminium leaching response to acid precipitation : effects on high-elevation watersheds in the northeast", dans Science 204: 304-306.

DICKSON, W., 1975. The acidification of swedish lakes, Inst. Freshwater Res. Drottningholm, Sweden, Report no., 54, p. 8-20.

DICKSON, W. 1980. Properties of acidified waters, dans Drablos, D. and A. Tollan, p. 75-83.

DILLON, P.J., N.D. YAN, W.A. SCHEIDER and N. CONROY, 1979. "Acidic lakes in Ontario, Canada: Characterization, extent and responses to base and nutrient additions", dans Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.,13: 318-336.

DILLON, P.J., D.S. JEFFRIES, W.A. SCHEIDER and N.D. YAN, 1980. Some aspects of acidification in southern Ontario, dans Drablos, D. et A. Tollan, p. 212-213.

DRABLOS, D. and A. TOLLAN, editors, 1980. Proceedings of the international conference on the ecological impact of acid precipitation, Acid Precipitation - Effects on Forest and Fish Project, Aas, Norway.

DRISCOLL, D., J. BAKER, J. BISOGNI and C. SCHOFIELD, 1980. "Effects of aluminium speciation on fish in dilute, acidified waters", dans Nature (London), 284: 161-164.

DUPONT, J., 1984a. Nature et étendue de l'acidification de 64 lacs de la région de Rouyn-Noranda, ministère de l'Environnement du Québec, Service de la qualité des eaux, rapport PA-9, 127 pages, 6 annexes.

DUPONT, J., 1984b. Nature et étendue de l'acidification de 97 lacs de la région de Portneuf, ministère de l'Environnement du Québec, Service de la qualité des eaux, rapport PA-10, 113 pages, 5 annexes.

DUPONT, J., 1985. Évolution spatiale et temporelle de l'acidité de 14 lacs de la région de Portneuf pour la période 1982-1983, ministère de l'Environnement du Québec, Direction des relevés aquatiques, (en préparation).

ÉVALUATION DES IMPACTS. GROUPE DE TRAVAIL 1, 1983. États-Unis - Canada. Mémorandum déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière, Rapport final, février 1983.

FRONTIER, S., 1976. "Étude de la décroissance des valeurs propres dans une analyse en composantes principales : comparaison avec le modèle du bâton brisé" dans Exp. Mar. Biol. Ecol., 25: 67-75.

GALLOWAY, J.N., C.L. SCHOFIELD, G. R. HENDREY, N.E. PETERS AND A.H. JOHANNES, 1980. Sources of acidity in three lakes acidified during snowmelt, dans Drablos, D. et A. Tollan, p. 264-265.

GJESSING, E.T., A. HENRIKSEN, M. JOHANNESSEN and R.F. WRIGHT, 1976. Effects of acid precipitation on freshwater chemistry, dans Brakke, F.H. (ed.), Impact of acid precipitation on freshwater ecosystem in Norway, p. 64-85, SNSF-Project.

GLASS, N.R., C.F. POWERS, J.J. LEE, D.L. RAMBO, 1980. A brief survey of the sensitivity of the environment to acid precipitation, Preliminary draft of the Environmental Protection Agency, U.S.A., 35 pages.

GRIMARD, Y. 1981. Contribution à l'étude de la vulnérabilité des eaux lacustres québécoises face à l'acidification des précipitations, ministère de l'Environnement du Québec, Service de la qualité des eaux, Rapport interne no. 81-6, 38 pages.

GRIMARD, Y. 1984. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec: sommaire des données 1981-1982 et 1983 ministère de l'Environnement du Québec, Rapport PA-11, 161 pages.

HAINES, T.A., 1981. "Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: a review" dans Trans. Amer. Fish. Soc. 110: 669-707.

HARVEY, H.H., P.J. DILLON, J.R. KRAMER, R.C. PIERCE and D.M. WHELPDALE, 1981. Acidification in the canadian aquatic environment: scientific criteria for assessing the effects of acidic deposition on aquatic ecosystems, National Research Council of Canada, Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, NRRC no. 18475, Ottawa, 369 pages.

HERMANN, R. and J.BARON, 1980. Aluminium mobilization in acid stream environments, Great Smoky Mountains National Park, U.S.A., dans Drablos, D. et A. Tollan, p. 218-219.

HENRIKSEN, A., 1979. "A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwaters", dans Nature, 278: 542-545.

HOUDE, A. 1978. Atlas climatologique du Québec, température, précipitation, Service de la météorologie, Direction générale des eaux, ministère des Richesses naturelles, Québec, 50 pages.

JEFFRIES, D., C. COY and P. DILLON, 1979. "Depression of pH in lakes and streams in central Ontario during snow-melt" dans Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 36: 640-646.

JOHNSON, D.W., 1981. "The natural acidity of some unpolluted waters in southeastern Alaska and potential impacts of acid rain", dans Water, Air and Soil Pollution, 15: 243-252.

KRAMER, J.R., 1981. Calcite saturation index, alkalinity, and alkalinity corrections to previous data, McMaster University, Department of Geology, Environmental geochemistry report, number 1981/1, 8 pages.

KRAMER, J. and A. TESSIER, 1982. "Acidification of aquatic systems: a critique of chemical approaches", dans Environ. Sci. Tech., 16 (11): 606-615.

LANGLOIS, C., Y. VIGNEAULT, L. DESILETS, A. NADEAU et M. LACHANCE, 1983. Évaluation des effets de l'acidification sur la physico-chimie et la biologie des lacs du bouclier canadien (Québec), ministère des Pêches et Océans, Direction de la recherche sur les pêches, Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques no. 1233. 129 pages.

LANGLOIS, C., A. LEMAY, J. OUZILLEAU et Y. VIGNEAULT, 1984. Qualité physico-chimique de 251 lacs du bouclier canadien (Québec), ministère des Pêches et Océans, Direction de la recherche sur les pêches, Rapport manuscrit 65 pages.

LAURIN, A.F. et K.N.M. SHARMA, 1975. Région des rivières Mistassini, Péribonca, Saguenay, Rapport géologique no. 16, ministère des Richesses naturelles, Service de l'exploitation géologique, 87 pages.

LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE, 1979. Écologie numérique. Tome 2: la structure des données écologiques, Masson, Paris et les Presses de l'Université du Québec, 247 pages

LEIVESTAD, H. and I. MUNIZ, 1976. "Fish kill at low pH in a norwegian river", dans Nature (London), 259: 391-392.

MALMER, N., 1974. On the effects on water, soil and vegetation of an increasing atmospheric supply of sulphur, National Swedish Environment Protection Board, Solma, Sweden, PM 402E, p. 57-60.

MEYBECK, M., 1972. L'érosion et la qualité de l'eau au Québec, INRS-EAU, rapport scientifique no. 44, 45 pages.

MINISTÈRE DEL'ENVIRONNEMENT, 1984. Le point sur l'action du Québec en matière de précipitations acides, gouvernement du Québec, 23 pages.

MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE, 1983. Plan de gestion de la ZEC des Martres, Direction régionale de Québec, 70 pages.

MOREAU, G., C. BARBEAU, J.J. FRENETTE, F. LÉVESQUE, J. SAINT-ONGE et M. SIMONEAU, 1984. Influence des précipitations acides sur les populations d'ombles de fontaine (Salvelinus fontinalis) de la réserve des Laurentides, Centre de recherche sur l'eau, université Laval, Direction générale des inventaires et de la recherche, ministère de l'Environnement du Québec, PA-7, Envirodoq no. 840471, 123 pages.

MUNIZ, I.P. and H. LEIVESTAD, 1981. Toxic effects of aluminum on brown trout (Salmo trutta, L.), dans International Conference on the Ecological Impact Acid Precipitation, March 1980, SNSF Project Report, Oswlo, Norway.

NIE, N.H., C.H. HULL, J.G. JENKINS, K. STEINBRENNER and D.H. BENT, 1975. Statistical package for the social sciences, 2nd edition, McGraw-Hill Book Company, New York, N.Y. 675 pages.

O.M.E., 1979. Determination of the susceptibility to acidification of pourly buffered surface waters, Ontario Ministry of Environment, Limnology and Toxicity Section Water Ressources Branch, 21 pages.

PAUL, M. et Y. RICHARD, 1985. Évaluation de la qualité biophysique de neuf lacs de la ZEC des Martres, Charlevoix Québec, Direction des relevés aquatiques, ministère de de l'Environnement du Québec, publication no.PA-14, ENVIRODOQ no. 850236, 127 p.

REUTER, J.H. and E.M. PERDUE, 1977. "Importance of heavy metal-organic matter interactions in natural waters", dans Geochimica et Cosmochimica Acta 41 : 325-334.

RICHARD, Y. 1982. Relations entre le niveau d'acidité de 158 lacs du Parc des Laurentides et l'évolution de leurs statistiques de pêche au cours des neuf dernières années, ministère de l'Environnement du Québec, Service de la qualité des eaux, Publication no. PA-5, Envirodoq no. 03921, 115 pages.

RICHARD, Y. 1983. Impact des précipitations acides sur la faune piscicole et sur les organismes benthiques de la

région de Charlevoix (ZEC des Martres), Description des projets et protocoles d'échantillonnage, Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, 18 pages.

RICHARD, Y. 1985a. Influence du niveau d'acidité des milieux lacustres sur la faune ichtyologique de la région de Portneuf, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, Publication no. PA-15, Envirodoq no. 850237, 195 pages, 10 annexes.

RICHARD, Y. 1985b. Effets de l'acidité sur les populations ichtyologiques de la ZEC des Martres, Charlevoix, Québec, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, (en préparation).

SCHOFIELD, C., 1973. The ecological significance of air pollution induced changes in water quality of dilute lake districts in the northeast, dans Transactions of the northeast fish and wildlife conference, 98-111.

SCHOFIELD, C., 1976. "Acid precipitation: effects on fish", dans Ambio 5: 228-230.

SCHINDLER, D.W., R. WAGEMANN, R.B. COOK, T. RUSZCYNSKI and J. PROKOPOWICH, 1980. "Experimental acidification of lake 223, Experimental Lakes Area: back ground data and the first three years of acidification", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 342-354.

SHILTS, V.W., 1981. Sensibilité de la roche en place aux précipitations acides, modifications dues aux phénomènes glaciaires, Commission géologique du Canada, Étude 81-14, 7 pages.

TALBOT, L. 1983. Établissement de la relation entre le rendement des lacs sur le plan piscicole et leur niveau d'acidité, Étude à être réalisée par la Direction de la faune aquatique du ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche et le Service de la qualité des eaux du ministère de l'Environnement du Québec, no. 83-03, 4 pages.

TALBOT, L., J. DUPONT, J.J. FRENETTE, Y. GRIMARD, G. JACQUES et Y. RICHARD, 1984. Les précipitations acides au Québec et leurs effets sur le milieu aquatique, ministère de l'Environnement du Québec, Direction des relevés aquatiques, 36 pages.

THOMPSON, M.E. and F.C. ELDER, 1979. Sensitivity of the canadian aquatic regime to damage by long range transport of air polluants, Environment Canada, National Water Research Institute, Burlington, Ontario, Manuscript report, 16 pages.

THOMPSON, M.E. and E.B. BENNETT, 1980. Variations in the degree of acidification of river waters observed in Atlantic Canada, Proceeding of the OECD-EPA Symposium on Lake Protection and Restoration, Portland, Maine, 19 pages.

THOMPSON, M.E., F.L. ELDER, A.R. DAVIS and S. WHITLOW, 1980. Evidence of acidification of rivers of eastern Canada, dans Drablos, D. and A. Tollan, p. 244-245.

TIPPING, E. and C. WOOF, 1983. "Seasonal variations in the concentrations of humic substances in a soft-water lake", dans Limnol. Oceanogr., 28 (1) : 168-172.

WATT, W.D., D. SCOTT and S. RAY, 1979. "Acidification and other chemical changes in Halifax country lakes after 21 years", dans Limnol. Oceanogr., 24 (6): 1154-1161.

WEBB, A.H., 1982. "Weak acid concentrations and river chemistry in the Tovdal River, Southern Norway", dans Water Research, 16, 641-648.

WETZEL, G.R., 1975. Limnology, W.B. Saunders Co., 743 pages.

WRIGHT, R.F., T. DALE, E.T. GJESSING, G.R. HENDREY, A. HENRIKSEN, M. JOHANNESSEN and I.P. MUNIZ, 1976. "Impact of acid precipitation on freshwater ecosystems in Norway", dans Water Air Soil Pollut., 6: 483-499.

ANNEXE 1

Localisation des 54 lacs échantillonnés
dans la ZEC des Martres

N.B. - Les superficies sont en km^2

ENVIRONNEMENT QUEBEC
BANQUE DE DONNEES DE LA QUALITE DU MILIEU AQUATIQUE
LACS ACIDES DANS LA ZEC DES MARTRES
(FORME SOMMAIRE)
(EN ORDRE DE : NOM DE LAC)

NO.LAC	NOM DU LAC	REG-BA-SB HYD	SUPERFICIE	REG ADM	SRG PHY	NOM DU BASSIN ZONE	UTM-EST	UTM-NORD
008130	BAIE(DE LA BAIE)	05-13-6000	0.34	03	01	DU GOUFFRE 19	375500	5290050
008115	BEAULIEU	05-15-0007	0.26	03	01	MALBAIE 19	373800	5300100
035759	BELLE TRUITE	05-15-0013	0.13	03	01	MALBAIE 19	380500	5297700
035753	BOIVIN	05-15-0013	0.13	03	01	MALBAIE 19	380650	5299450
007634	BONHOMME	05-13-6000	0.03	03	01	DU GOUFFRE 19	376300	5287500
035698	BOUCHON (DU)	05-15-1000	0.16	03	01	MALBAIE 19	374550	5301650
021351	CABANE(DE LA)	05-15-6000	0.08	03	01	MALBAIE 19	372900	5294050
035791	CARIBOU	05-15-9000	0.05	03	01	MALBAIE 19	377200	5294100
035779	CLAIRE	05-15-6000	0.03	03	01	MALBAIE 19	375700	5293250
007627	COMPORTE	05-13-6000	0.05	03	01	DU GOUFFRE 19	374700	5287150
021416	COQ (DU)	B 05-15-9000	0.21	03	01	MALBAIE 19	371700	5296100
035762	CORMORAN (DU)	05-15-1000	0.03	03	01	MALBAIE 19	378700	5298200
035338	DEUXIEME LAC JOSEE-MARIE	05-15-6000	0.03	03	01	MALBAIE 19	373800	5289450
008111	DEUXIEME LAC PAUL	05-15-0013	0.08	03	01	MALBAIE 19	377650	5301100
035703	DU ROITELET	05-15-0007	0.05	03	01	MALBAIE 19	372800	5299200
007647	ECLUSE (A L')	05-13-5100	0.62	03	01	DU GOUFFRE 19	378000	5285250
007639	ELYSEE	05-13-6000	0.05	03	01	DU GOUFFRE 19	374200	5287800
008127	EQUERRE	05-15-6000	0.13	03	01	MALBAIE 19	373100	5292650
008121	EVANTUREL	B 05-15-9000	0.44	03	01	MALBAIE 19	373250	5297450
035796	FEVRIER	05-15-9000	0.03	03	01	MALBAIE 19	377500	5292850
035705	FREDDO	05-15-0013	0.16	03	01	MALBAIE 19	376600	5301050
007650	GROS RUISSEAU (DU)	05-13-1000	0.05	03	01	DU GOUFFRE 19	377750	5283200
035811	GROSSE FEMELLE (DE LA)	05-15-1000	0.13	03	01	MALBAIE 19	380100	5295150

ENVIRONNEMENT QUEBEC
BANQUE DE DONNEES DE LA QUALITE DU MILIEU AQUATIQUE
LACS ACIDES DANS LA ZEC DES MARTRES
(FORME SOMMAIRE)
(EN ORDRE DE : NOM DE LAC)

NO.LAC	NOM DU LAC	REG-BA-SB HYD	SUPERFICIE	REG	ADM	SRG	PHY	NOM DU BASSIN ZONE	UTM-EST	UTM-NORD
008126	GUGY	05-15-0013	0.16	03		01		MALBAIE 19	379800	5294900
035700	HACHE (DE LA)	05-15-0007	0.16	03		01		MALBAIE 19	371400	5299300
035812	INCONNU	05-13-0000	0.05	03		01		DU GOUFFRE 19	379800	5295800
035702	JONCAS	05-15-9000	0.03	03		01		MALBAIE 19	370300	5297650
070226	JOSEE-MARIE	05-15-6000	0.06	03		01		MALBAIE 19	372300	5290400
035784	LESCLACHE	B 05-15-9000	0.44	03		01		MALBAIE 19	377200	5295850
008124	LONG	05-15-0013	0.47	03		01		MALBAIE 19	379250	5296050
007648	MAIN (A LA)	05-13-4000	0.10	03		01		DU GOUFFRE 19	378300	5284050
008129	MALBAIE (PETIT LAC)	B 05-15-6000	0.75	03		01		MALBAIE 19	375750	5292200
008120	MALFAIT (PETIT LAC)	05-15-1000	0.49	03		01		MALBAIE 19	379600	5298900
000252	MARTRES (DES)	05-15-1000	2.93	03		01		MALBAIE 19	377400	5299650
035710	MARTRES (PETIT LAC DES)	05-15-1000	0.10	03		01		MALBAIE 19	374300	5299100
035760	PAUL	05-13-0000	0.13	03		01		DU GOUFFRE 19	380100	5296700
035793	PETIT LAC CARIBOU	05-15-9000	0.03	03		01		MALBAIE 19	377150	5293100
035788	PETIT LAC RETRECI	05-15-9000	0.05	03		01		MALBAIE 19	377600	5295550
035767	PETIT LAC WABANO	05-15-9000	0.05	03		01		MALBAIE 19	378700	5296500
035711	PREMIER LAC PAUL	05-15-0013	0.05	03		01		MALBAIE 19	377200	5301750
007638	PROFOND	05-13-5100	0.03	03		01		DU GOUFFRE 19	374650	5285900
035781	RESCHE	B 05-15-9000	0.16	03		01		MALBAIE 19	375700	5294600
035778	RETRECI	05-15-6000	0.10	03		01		MALBAIE 19	375100	5292900
008110	ROBBE	05-15-0013	0.08	03		01		MALBAIE 19	376900	5302050
070225	ROCHEUX (VERNIER)	05-15-6000	0.05	03		01		MALBAIE 19	372300	5290400
035706	SARCELLE (DE LA)	05-15-1000	0.03	03		01		MALBAIE 19	375450	5300500

ENVIRONNEMENT QUEBEC
BANQUE DE DONNEES DE LA QUALITE DU MILIEU AQUATIQUE
LACS ACIDES DANS LA ZEC DES MARTRES
(FORME SOMMAIRE)
(EN ORDRE DE : NOM DE LAC)

NO.LAC	NOM DU LAC	REG-BA-SB HYD	SUPERFICIE	REG ADM	SRG PHY	NOM DU BASSIN ZONE	UTM-EST	UTM-NORD
007637	SOMMET (DU)	05-13-5100		03	01	DU GOUFFRE 19	375100	5285800
035771	ZEMILDA	05-15-9000	0.03	03	01	MALBAIE 19	370700	5296450
035751	35751	05-15-0013	0.03	03	01	MALBAIE 19	378700	5299200
035768	35768	05-15-0013	0.03	03	01	MALBAIE 19	379600	5297300
035787	35787	05-15-9000	0.03	03	01	MALBAIE 19	378100	5295400
035794	35794	05-15-0013	0.03	03	01	MALBAIE 19	378800	5293450
035806	35806	05-15-0013	0.03	03	01	MALBAIE 19	379000	5293800
070232	70232	05-15-6000	0.30	03	01	MALBAIE 19	373600	5292650

ANNEXE 2

Liste des données physico-chimiques des lacs dans la ZEC des Martres

N.B.

1. Toutes les valeurs précédées du signe - sont en deçà du seuil de détection.

2. Abréviations:

-NO:	numéros de référence des lacs dont les noms apparaissent à la figure III.1
-AFORT:	acides forts (µéq/l)
-PHL:	pH laboratoire (unité)
-COUL:	couleur (U. Hazen)
-TALI:	tanins + lignines (mg/l)
-SO_4:	sulfates (mg/l SO_4^{--})
-FL:	fluorures (mg/l F^-)
-NI:	nitrates + nitrites (mg/l N)
-AZOA:	azote ammoniacal (mg/l N)
-AKJEL:	azote Kjeldahl (mg/l N)
-PT:	phosphore (mg/l P)
-DATE:	date d'échantillonnage (1983)
-MN:	manganèse (mg/l Mn)
-FE:	fer (mg/l Fe)
-CA:	calcium (mg/l Ca)
-MG:	magnésium (mg/l Mg)
-NA:	sodium (mg/l Na)
-K:	potassium (mg/l K)
-ALF:	aluminium filtré (mg/l Al)
-HCO_3	alcalinité totale (mg/l $CaCO_3$)
-CL:	chlorure (mg/l Cl)
-TURB:	turbidité (U.T.N.)
-COND:	conductivité (µS/cm)
-CINO:	carbone inorganique total (mg/l C)
-CTOT:	carbone total (mg/l C)
-FOND:	profondeur au point d'échantillonnage (mètre)
-PHT:	pH terrain (unité)
-PROFI:	profondeur d'intégration (mètre)

-MRN:	numéro de MRN
-PROF:	profondeur en mètre
-TEMP:	température de l'eau (degré centigrade)
-OXY:	oxygène (mg/l 0_2)
-POURCSAT:	pourcentage de saturation en oxygène

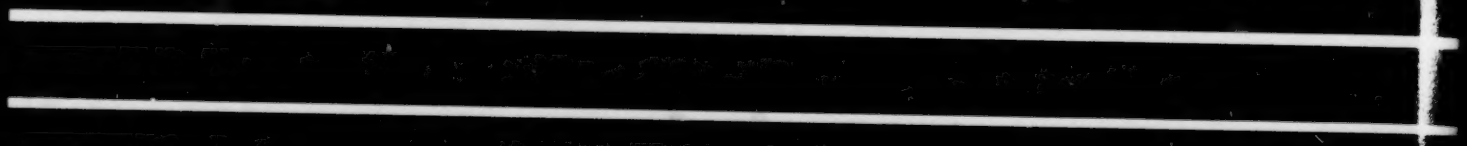
NO	AFORT	PHL	COUL	TALI	SOR	FL	NI	AZOA	AMJEL	PT
1.	-2.	6.0	8.	0.2	3.	-0.04	-0.02	-0.02	0.07	-0.007
2.	-2.	6.1	9.	0.4	4.	-0.04	0.02	-0.02	0.08	-0.007
3.	-2.	6.4	7.	0.4	3.	-0.04	-0.02	-0.02	0.05	-0.007
4.	-2.	6.3	11.	0.5	2.	-0.04	0.03	-0.02	0.08	-0.007
5.	-2.	6.4	9.	0.4	3.	-0.04	0.06	-0.02	0.10	-0.007
6.	-2.	5.5	15.	0.7	3.	-0.04	-0.02	-0.02	0.11	-0.007
7.	35.	4.7	47.	1.5	3.	0.06	-0.02	-0.02	0.14	0.007
8.	-2.	5.7	13.	0.6	3.	-0.04	-0.02	-0.02	0.08	-0.007
9.	-2.	6.5	11.	0.5	3.	0.04	0.02	0.02	0.04	-0.007
10.	-2.	6.4	15.	0.5	3.	-0.04	-0.02	-0.02	0.07	-0.007
11.	-2.	6.6	15.	0.6	3.	-0.04	0.02	-0.02	0.08	-0.007
12.	10.	5.8	36.	1.1	3.	0.04	-0.02	0.02	0.10	-0.007
13.	-2.	5.6	23.	0.9	3.	-0.04	-0.02	0.02	0.10	-0.007
14.	-2.	6.4	7.	0.3	3.	-0.04	-0.02	-0.02	0.05	-0.007
15.	-2.	6.5	21.	0.7	2.	-0.04	0.02	0.02	0.11	-0.007
16.	-2.	6.2	24.	0.8	2.	-0.04	0.05	-0.02	0.15	-0.007
17.	-2.	6.5	8.	0.4	2.	-0.04	0.02	-0.02	0.11	-0.007
18.	-2.	6.2	16.	0.6	2.	-0.04	0.02	0.02	0.12	-0.007
19.	-2.	6.6	20.	0.6	2.	-0.04	0.11	-0.02	0.08	0.007
20.	-2.	6.3	11.	0.3	2.	-0.04	0.05	-0.02	0.09	-0.007
21.	-2.	6.4	11.	0.4	1.	-0.04	0.03	0.02	0.10	-0.007
22.	-2.	6.7	9.	0.4	3.	-0.04	0.02	0.02	0.10	-0.007
23.	-2.	6.3	15.	0.7	3.	0.04	0.03	0.02	0.10	-0.007
24.	-2.	6.4	13.	0.5	4.	0.07	0.08	0.02	0.07	-0.007
25.	-2.	6.5	18.	0.4	3.	0.04	0.08	0.05	0.12	-0.007
26.	-2.	6.3	10.	0.5	3.	-0.04	0.02	0.02	0.06	-0.007
27.	-2.	6.8	7.	0.3	3.	-0.04	0.02	0.02	0.04	-0.007
28.	-2.	6.7	10.	0.4	3.	-0.04	0.04	0.02	0.04	-0.007
29.	-2.	6.1	25.	0.5	2.	0.04	0.05	0.02	0.10	-0.007
30.	-2.	7.0	3.	0.2	3.	-0.04	-0.02	0.02	0.04	-0.007
31.	-2.	6.6	5.	0.5	3.	-0.04	-0.02	0.02	0.06	-0.007
32.	-2.	6.2	33.	1.0	3.	-0.04	-0.02	0.02	0.11	0.007
33.	-2.	6.4	15.	0.5	2.	-0.04	0.05	0.02	0.06	-0.007
34.	-2.	6.6	21.	0.7	2.	0.05	0.14	0.04	0.14	0.020
35.	-2.	6.9	7.	0.3	3.	0.04	0.02	0.02	0.09	-0.007
36.	-2.	6.1	35.	1.1	2.	-0.04	0.06	0.02	0.14	0.007
37.	-2.	6.6	15.	0.5	2.	-0.04	0.05	0.02	0.09	-0.007
38.	-2	6.6	20.	0.6	2.	-0.04	0.05	0.02	0.09	-0.007
39.	-2.	6.6	13.	0.4	2.	-0.04	0.15	0.02	0.05	-0.007
40.	-2.	6.4	8.	0.3	3.	-0.04	0.02	0.03	0.10	-0.007
41.	-2.	6.3	9.	0.3	2.	-0.04	0.08	0.02	0.07	-0.007
42.	-2.	6.8	4.	0.2	3.	0.04	0.06	0.02	0.04	-0.007
43.	-2.	7.0	6.	0.2	3.	-0.04	0.04	0.02	0.06	-0.007
44.	-2.	5.6	23.	0.9	3.	0.04	-0.02	0.03	0.13	-0.007
45.	-2.	6.1	11.	0.5	3.	0.04	0.06	0.02	0.06	-0.007
46.	-2.	6.6	12.	0.5	3.	0.05	0.06	0.02	0.08	-0.007
47.	-2.	6.8	7.	0.3	3.	-0.04	0.03	0.02	0.05	-0.007
48.	-2.	6.3	19.	1.0	4.	-0.04	0.05	0.02	0.08	0.013
49.	10.	4.9	5.	0.2	3.	-0.04	0.07	0.05	0.08	-0.007
50.	-2.	6.3	22.	0.9	4.	-0.04	0.13	0.05	0.20	0.013
51.	-2.	5.8	8.	0.4	3.	-0.04	0.06	0.03	0.10	-0.007
52.	-2.	6.1	9.	0.4	3.	-0.04	0.07	0.02	0.18	-0.007
53.	-2.	5.4	9.	0.4	3.	0.04	0.07	0.03	0.08	-0.007
54.	-2.	5.4	11.	0.5	2.	-0.04	0.08	0.03	0.08	-0.007
55.	-2.	5.4	8.	0.4	2.	-0.04	0.08	0.03	0.11	-0.007
56.	-2.	5.7	8.	0.4	2.	-0.04	0.07	0.04	0.08	-0.007
57.	-2.	6.0	18.	0.7	2.	0.06	0.06	0.02	0.08	-0.007
58.	-2.	5.1	34.	1.6	3.	-0.04	0.06	0.02	0.18	0.017
59.	-2.	5.6	20.	0.8	2.	-0.04	0.07	0.03	0.10	-0.007
60.	21.	4.7	22.	0.8	3.	-0.04	0.06	0.04	0.13	-0.007
61.	26.	4.6	35.	1.5	3.	-0.04	0.05	0.03	0.16	0.017
62.	-2.	5.4	19.	0.8	3.	-0.04	0.04	0.03	0.12	0.007
63.	-2.	5.1	18.	0.7	3.	-0.04	0.07	0.04	0.08	-0.007

NO	DATE	MN	FE	CA	MG	NA	K	ALP
1.	1403.	0.02	0.06	1.1	0.4	0.4	0.1	0.03
2.	1403.	0.03	0.16	2.4	0.8	0.7	0.2	0.06
3.	1403.	-0.01	-0.02	1.9	0.6	0.5	0.1	0.07
4.	1403.	-0.01	0.07	2.0	0.6	0.9	0.2	0.05
5.	1403.	0.02	0.06	2.0	0.3	0.8	0.2	0.03
6.	1403.	0.01	0.09	1.3	0.3	0.6	0.1	0.17
7.	1603.	0.02	0.32	1.3	0.2	0.5	0.1	0.50
8.	1603.	0.02	0.13	1.5	0.4	0.6	0.3	0.12
9.	1603.	-0.01	0.03	2.6	0.6	0.9	-0.1	0.06
10.	1503.	0.01	0.10	2.2	0.6	0.9	0.1	0.08
11.	1503.	0.01	0.09	2.5	0.7	1.0	0.2	0.07
12.	1603.	0.02	0.28	1.3	0.3	0.5	-0.1	0.34
13.	1603.	0.03	0.15	1.9	0.3	0.5	0.1	0.30
14.	1503.	0.01	-0.02	1.8	0.5	0.5	0.2	0.03
15.	1503.	0.02	0.15	3.1	0.6	0.7	0.2	0.09
16.	1503.	-0.01	0.22	2.1	0.4	0.8	0.2	0.08
17.	1503.	0.01	0.10	1.7	0.4	0.6	0.1	0.02
18.	1503.	0.02	0.11	2.3	0.4	0.7	0.1	0.10
19.	1503.	0.02	0.33	3.3	0.9	1.3	0.4	0.07
20.	1503.	0.02	0.16	1.5	0.4	0.8	0.3	0.09
21.	1503.	-0.01	0.11	1.8	0.5	0.9	0.4	-0.02
22.	1503.	0.01	0.04	3.1	0.5	0.5	0.2	-0.02
23.	1403.	0.01	0.08	4.3	1.0	1.3	0.2	0.06
24.	1403.	0.02	0.09	2.8	0.8	1.1	0.3	0.03
25.	1403.	0.07	0.50	5.2	1.6	2.5	0.2	0.03
26.	1503.	-0.01	0.05	1.8	0.4	0.7	0.3	0.09
27.	1503.	-0.01	0.03	2.4	0.6	0.8	0.3	0.02
28.	1503.	-0.01	0.06	2.7	0.8	1.0	0.3	0.03
29.	1403.	0.03	0.37	2.3	0.6	1.0	0.2	0.09
30.	1503.	-0.01	-0.02	2.7	0.7	1.1	0.3	-0.02
31.	1403.	-0.01	-0.02	1.7	0.5	0.7	0.3	0.03
32.	1503.	0.02	0.81	2.0	0.5	0.8	0.2	0.16
33.	1503.	0.02	0.17	2.5	0.6	0.8	0.4	0.06
34.	1403.	0.05	0.27	4.3	1.4	1.5	0.4	0.04
35.	1503.	0.02	-0.02	4.6	0.7	0.8	0.2	0.02
36.	1503.	0.03	0.34	2.3	0.6	1.0	0.1	0.24
37.	1503.	0.02	0.09	2.9	0.7	0.8	0.3	0.06
38.	1503.	0.01	0.23	2.4	0.6	0.8	0.4	0.07
39.	1503.	0.03	0.11	4.1	1.0	1.3	0.3	0.06
40.	1503.	-0.01	0.19	2.2	0.7	0.8	0.4	-0.02
41.	1503.	0.02	0.11	2.2	0.7	0.9	0.3	-0.02
42.	1403.	0.01	0.05	3.5	1.1	1.5	0.2	0.02
43.	1503.	0.01	0.06	3.2	0.8	1.3	0.3	-0.02
44.	1603.	0.02	0.12	2.0	0.3	0.5	0.2	0.24
45.	1603.	-0.01	0.02	1.8	0.4	0.6	0.2	0.11
46.	1603.	0.01	0.04	4.1	0.7	0.8	0.1	0.09
47.	1503.	-0.01	-0.02	2.6	0.7	0.9	0.2	0.02
48.	2804.	0.02	0.05	2.3	0.6	0.8	0.5	0.04
49.	2804.	0.01	-0.02	0.9	0.2	0.3	0.1	0.02
50.	2804.	0.04	0.15	3.8	0.9	0.9	0.5	0.08
51.	2804.	0.01	0.02	1.1	0.3	0.4	0.2	0.05
52.	2804.	0.01	0.02	1.6	0.4	0.5	0.3	0.04
53.	2804.	0.01	0.03	1.1	0.3	0.7	0.2	0.06
54.	2804.	0.02	0.08	1.0	0.2	0.5	0.3	0.07
55.	2804.	0.02	0.02	0.7	0.2	0.5	0.2	0.07
56.	2804.	0.01	-0.02	0.9	0.2	0.3	0.2	0.06
57.	2804.	0.01	0.11	1.3	0.4	0.5	0.2	0.09
58.	2804.	0.05	0.29	1.3	0.3	0.5	0.4	0.30
59.	2804.	0.03	0.19	1.1	0.3	0.5	0.2	0.19
60.	2804.	0.02	0.23	0.9	0.2	0.4	0.2	0.30
61.	2804.	0.03	0.18	0.9	0.2	0.4	0.4	0.37
62.	2804.	0.03	0.12	1.3	0.3	0.4	0.3	0.20
63.	2804.	0.02	0.08	1.1	0.3	0.4	0.2	0.30

NO	HCO3	CL	TURB	COND	CINO	CTOT	FOND	PHT	PROFI
1.	1,0	0,2	0,3	11,5	1,5	4,5	11,0	6,1	5,0
2.	5,5	0,3	0,3	24,5	4,0	7,5	2,0	6,2	1,0
3.	3,2	0,2	0,2	19,3	2,0	7,0	10,0	6,3	5,0
4.	5,0	0,2	0,3	20,8	3,0	7,0	9,0	6,2	5,0
5.	3,3	0,3	0,3	18,5	2,0	6,5	15,0	6,0	5,0
6.	0,8	0,3	0,4	16,2	1,5	8,5	5,0	6,5	4,0
7.	-0,1	0,3	0,3	21,3	1,0	13,5	14,0	4,6	5,0
8.	0,8	0,2	0,4	16,2	1,0	7,5	6,0	5,7	5,0
9.	5,3	0,2	0,3	22,5	2,0	7,0	10,0	6,5	5,0
10.	5,0	0,2	0,2	21,5	2,5	8,0	5,0	6,1	4,0
11.	5,5	0,3	0,2	25,0	2,0	8,5	13,0	6,2	5,0
12.	-0,1	0,3	0,4	16,5	1,0	10,0	17,0	4,9	5,0
13.	1,1	0,3	0,3	17,0	1,0	9,0	9,0	5,5	5,0
14.	2,6	0,3	0,2	17,2	1,0	7,0	16,0	6,1	5,0
15.	6,8	0,3	0,3	25,0	2,5	11,0	12,0	6,2	5,0
16.	3,8	0,2	0,3	18,2	3,0	9,5	10,0	5,9	5,0
17.	3,3	0,1	0,3	15,5	1,5	5,0	14,0	6,2	5,0
18.	3,7	0,2	0,2	18,3	2,5	7,5	7,0	5,9	5,0
19.	10,4	0,2	0,4	31,0	4,0	9,0	5,0	6,2	4,0
20.	4,3	0,2	0,4	16,8	2,5	6,0	7,2	5,9	5,0
21.	5,6	0,2	0,3	19,3	3,0	6,5	5,0	6,0	4,0
22.	6,4	0,3	0,2	25,8	2,5	7,0	14,0	6,4	5,0
23.	11,9	0,3	0,7	36,5	6,0	11,0	1,0	6,1	0,5
24.	8,7	0,3	0,4	28,0	4,5	8,5	4,0	6,3	3,0
25.	16,6	2,9	1,5	56,0	7,0	10,0	2,0	6,5	1,0
26.	2,4	0,3	0,2	17,5	1,5	7,5	10,0	6,0	5,0
27.	5,7	0,3	0,2	23,0	2,0	6,5	9,0	6,3	5,0
28.	7,1	0,3	0,2	25,5	3,0	7,0	10,0	6,3	5,0
29.	5,6	0,2	0,6	23,3	4,0	10,0	7,0	5,9	5,0
30.	8,1	0,3	0,2	25,0	2,5	7,0	19,0	6,6	5,0
31.	3,4	0,1	0,2	17,0	1,5	6,0	17,0	6,5	5,0
32.	2,9	0,2	0,5	18,3	2,0	10,0	12,0	6,1	5,0
33.	5,9	0,2	0,4	22,8	3,0	9,0	7,0	6,1	5,0
34.	15,0	1,0	0,6	40,7	5,5	11,0	3,0	6,4	2,0
35.	10,6	0,4	0,2	34,3	3,0	8,0	14,0	6,5	5,0
36.	3,6	0,3	0,3	21,5	2,0	12,5	7,0	5,9	5,0
37.	7,1	0,2	0,2	25,5	3,0	6,0	6,0	6,3	5,0
38.	5,8	0,2	0,3	22,0	3,0	8,0	14,0	6,2	5,0
39.	11,9	0,3	0,4	36,7	4,5	8,5	7,0	6,2	5,0
40.	6,4	0,3	0,5	25,3	3,5	6,5	2,0	6,1	1,0
41.	6,1	0,3	0,3	23,7	3,0	6,5	4,0	5,9	3,0
42.	11,5	0,2	0,5	34,7	5,5	8,0	1,0	6,1	0,5
43.	9,7	0,3	0,5	29,8	3,0	6,0	1,5	6,6	1,0
44.	1,1	0,3	0,3	18,0	1,5	9,5	3,0	5,5	2,0
45.	1,5	0,3	0,2	16,3	1,0	6,5	4,0	6,1	3,0
46.	7,6	0,4	0,2	29,4	2,5	8,0	6,0	6,4	5,0
47.	5,6	0,3	0,2	24,2	2,0	7,5	1,5	6,5	1,0
48.	5,1	0,3	0,3	21,5	4,5	9,0	11,0	6,6	5,0
49.	-0,1	0,2	0,3	13,0	2,0	3,5	6,0	5,5	5,0
50.	9,3	0,6	0,8	34,8	5,5	13,0	4,0	6,3	3,0
51.	1,1	0,2	0,2	12,3	2,0	5,0	13,0	6,0	5,0
52.	1,9	0,2	0,2	14,2	2,0	5,0	18,0	6,3	5,0
53.	0,2	0,2	0,2	12,0	2,0	5,0	44,0	5,6	5,0
54.	0,3	0,2	0,2	12,0	2,5	5,0	30,0	5,3	5,0
55.	0,2	0,2	0,2	10,8	2,0	4,5	32,0	5,3	5,0
56.	0,4	0,2	0,2	11,3	1,5	5,5	50,0	5,8	5,0
57.	2,2	0,2	0,4	14,5	2,0	7,5	21,5	5,8	5,0
58.	0,5	0,3	0,5	17,2	2,5	11,5	7,0	5,1	5,0
59.	1,3	0,2	0,4	13,0	2,5	10,0	8,5	5,4	5,0
60.	-0,1	0,3	0,3	17,2	2,0	8,0	26,5	4,7	5,0
61.	-0,1	0,3	0,3	21,5	2,0	11,5	18,0	4,2	5,0
62.	1,3	0,3	0,3	14,5	2,5	7,5	8,0	5,2	5,0
63.	0,2	0,2	0,3	15,5	2,0	7,5	18,0	5,0	5,0

No	DATE	HRN	PROF	TEMP	OXY	POURCSAT
1.	1403.	7634.	10.0	[illegible]	6.0	48.0
1.	1403.	7634.	1.0	2.5	11.5	87.2
2.	1403.	7637.	1.5	2.0	5.0	37.4
3.	1403.	7638.	9.0	3.5	8.0	62.3
3.	1403.	7638.	1.0	1.5	10.5	77.8
4.	1403.	7639.	8.0	3.5	8.2	60.3
4.	1403.	7639.	1.0	2.0	9.3	69.5
5.	1403.	7648.	14.0	3.5	3.8	29.6
5.	1403.	7648.	1.0	2.0	10.0	74.7
6.	1403.	7650.	4.0	3.0	6.5	49.9
6.	1403.	7650.	1.0	1.5	8.5	62.6
7.	1403.	8110.	13.0	4.0	9.0	71.1
7.	1403.	8110.	1.0	2.0	11.4	85.2
8.	1403.	8115.	5.0	2.5	11.2	84.9
8.	1403.	8115.	1.0	2.0	12.5	93.4
9.	1403.	35700.	9.0	3.5	8.2	63.9
9.	1403.	35700.	1.0	2.0	10.0	74.7
10.	1503.	35702.	4.0	3.0	7.8	59.9
10.	1503.	35702.	1.0	2.5	9.5	72.0
11.	1503.	35703.	12.0	3.0	2.6	20.0
11.	1503.	35703.	1.0	2.0	11.0	82.2
12.	1403.	35705.	10.0	3.5	9.8	76.3
12.	1403.	35705.	1.0	2.0	11.0	82.2
13.	1403.	35711.	6.0	2.5	10.8	81.9
13.	1403.	35711.	1.0	1.5	10.5	77.8
14.	1503.	35760.	15.0	3.0	10.0	76.8
14.	1503.	35760.	1.0	2.5	11.8	89.4
15.	1503.	35767.	11.0	3.0	2.5	19.2
15.	1503.	35767.	1.0	2.0	10.4	77.7
16.	1503.	35778.	9.0	3.0	5.2	40.0
16.	1503.	35778.	1.0	1.5	9.0	66.3
17.	1503.	35779.	13.0	3.5	6.8	53.0
17.	1503.	35779.	1.0	2.0	10.2	76.2
18.	1503.	35781.	6.0	3.0	6.2	47.6
18.	1503.	35781.	1.0	2.0	7.4	55.3
19.	1503.	35787.	4.0	3.0	1.6	12.3
19.	1503.	35787.	1.0	1.5	8.2	60.4
20.	1503.	35793.	6.0	3.5	6.8	53.0
20.	1503.	35793.	1.0	1.5	8.4	61.9
21.	1503.	35796.	4.0	3.0	7.4	56.9
21.	1503.	35796.	1.0	1.5	9.0	66.3
22.	1503.	35812.	13.0	3.0	6.1	46.9
22.	1503.	35812.	1.0	2.0	11.0	82.2
23.	1403.	70226.	6.5	6.5	5.2	37.2
24.	1403.	7627.	3.0	3.5	5.2	40.5
24.	1403.	7627.	1.0	2.0	8.2	61.3
25.	1403.	7647.	1.0	1.5	3.0	22.1
26.	1503.	8121.	9.0	3.5	10.8	84.1
26.	1503.	8121.	1.0	2.0	11.4	85.2
27.	1503.	8124.	8.0	2.5	11.1	84.1
27.	1503.	8124.	1.0	2.0	12.4	92.7
28.	1503.	8126.	9.0	3.0	7.5	57.6
28.	1503.	8126.	1.0	2.0	10.0	74.7
29.	1403.	8127.	6.0	3.5	5.6	43.6
29.	1403.	8127.	1.0	3.0	8.0	61.5
30.	1503.	8129.	10.0	2.5	11.4	86.4
30.	1503.	8129.	1.0	1.5	12.0	86.4
31.	1403.	8130.	10.0	1.5	12.2	89.9
31.	1403.	8130.	1.0	1.0	12.0	87.2
32.	1503.	21351.	11.0	3.0	5.4	41.5
32.	1503.	21351.	1.0	2.0	11.5	85.9
33.	1503.	21416.	6.0	3.5	1.7	13.2
33.	1503.	21416.	1.0	1.0	8.5	61.7
34.	1403.	35138.	1.5	1.5	3.2	23.9
35.	1503.	35759.	13.0	4.0	4.0	31.6
35.	1503.	35759.	1.0	2.5	11.6	87.9
36.	1503.	35771.	6.0	3.5	2.5	19.5
36.	1503.	35771.	1.0	2.0	7.5	56.1
37.	1503.	35784.	5.0	4.5	1.8	14.4
37.	1503.	35784.	1.0	2.0	9.8	73.2
38.	1503.	35788.	13.0	3.5	5.4	42.1
38.	1503.	35788.	1.0	1.5	10.0	73.7
39.	1503.	35791.	6.0	3.0	7.2	55.3
39.	1503.	35791.	1.0	1.0	8.5	61.7
40.	1503.	35798.	1.0	1.0	8.5	62.5
41.	1503.	35806.	3.0	3.0	3.3	25.4
41.	1503.	35806.	1.0	1.5	5.8	42.7
42.	1403.	70225.	6.5	1.0	8.0	58.1
43.	1503.	70232.	1.0	1.0	12.0	87.2
44.	1403.	8111.	2.0	2.0	9.6	71.7
45.	1403.	35751.	3.0	1.0	13.2	95.9
45.	1403.	35751.	2.0	1.0	13.2	95.9
46.	1403.	35753.	5.0	3.0	10.0	76.8
46.	1403.	35753.	1.0	2.0	11.0	82.2
47.	1503.	35768.	1.0	0.5	12.2	87.3
48.	2804.	8126.	10.0	2.0	5.8	43.3
48.	2804.	8126.	1.0	0.5	9.8	70.1
49.	2804.	35811.	5.0	2.0	8.7	65.0
49.	2804.	35811.	1.0	0.0	13.0	91.7
50.	2804.	35782.	3.0	2.5	0.9	6.8
50.	2804.	35782.	1.0	0.0	12.4	87.5
51.	2804.	8120.	16.0	2.0	7.1	54.1

NO	DATE	HRN	PROF	TEMP	OXY	POURCSAT
51.	2804.	8120.	1.0	0.0	12.4	87.5
52.	2804.	8120.	17.0	2.5	9.6	72.8
52.	2804.	8120.	1.0	0.0	12.8	90.3
53.	2804.	252.	43.0	2.5	8.4	63.7
53.	2804.	252.	1.0	0.0	16.0	112.8
54.	2804.	252.	29.0	3.0	5.6	43.0
54.	2804.	252.	1.0	0.5	13.6	97.3
55.	2804.	252.	31.0	2.0	9.1	68.9
55.	2804.	252.	1.0	0.0	12.1	85.3
56.	2804.	252.	50.0	2.0	11.2	83.7
56.	2804.	252.	1.0	0.0	12.5	88.2
57.	2804.	35710.	20.0	2.0	6.9	51.6
57.	2804.	35710.	1.0	1.0	13.8	100.2
58.	2804.	35706.	6.0	2.0	5.2	38.9
58.	2804.	35706.	1.0	0.0	14.8	104.4
59.	2804.	35698.	7.0	1.5	11.0	81.1
59.	2804.	35698.	1.0	0.0	17.4	122.7
60.	2804.	35705.	25.0	2.5	4.2	31.8
60.	2804.	35705.	1.0	0.0	12.8	90.3
61.	2804.	8110.	17.0	2.5	5.6	42.4
61.	2804.	8110.	1.0	0.0	15.9	112.1
62.	2804.	8111.	7.0	2.0	6.7	50.1
62.	2804.	8111.	1.0	0.0	11.6	81.8
63.	2804.	35711.	17.0	2.0	4.5	33.6
63.	2804.	35711.	1.0	0.0	11.0	77.6



Ministère de
l'Environnement